



**Universidade de Aveiro**

**Ano 2014**

**Departamento de Ambiente e  
Ordenamento**

**Liliana Ferreira dos  
Santos**

**Efeitos de fogos repetidos nos nutrientes  
do solo e na sua mobilização**



**Liliana Ferreira dos  
Santos**

**Efeitos de fogos repetidos nos nutrientes  
do solo e na sua mobilização**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Doutora Celeste Oliveira Alves Coelho, Professora Catedrática do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e co-orientação do Doutor Jan Jacob Keizer, investigador do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Tese desenvolvida no âmbito do projeto CASCADE "CASCADE-CAstastrophic Shifts in drylands: how CAN we prevent ecosystem DEgradation?" (Grant Agreement 283068), financiado pela União Europeia através do Sétimo Programa Quadro, Tema ENV.2011.2.1.4-2.

Dedico este trabalho aos meus pais e ao André...

**o júri**

**Presidente**

**Prof.<sup>a</sup> Doutora Maria de Fátima Lopes Alves**

Prof.<sup>a</sup> Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da  
Universidade de Aveiro

**Prof. Doutor António José Dinis Ferreira**

Prof. Adjunto da Escola Superior Agrária de Coimbra – Instituto  
Politécnico de Coimbra

**Prof.<sup>a</sup> Doutora Celeste de Oliveira Alves Coelho**

Prof.<sup>a</sup> Catedrática Aposentada do Departamento de Ambiente e  
Ordenamento da Universidade de Aveiro

## **agradecimentos**

Em primeiro lugar, agradeço aos orientadores, Prof.<sup>a</sup> Celeste Coelho e Doutor Jan Jacob Keizer, pelo apoio e incentivo prestados e pelos conhecimentos transmitidos, que foram muito importantes.

Um muito obrigado à Ana Isabel, por tudo o que me ensinou no laboratório, pela grande disponibilidade e paciência que sempre teve, pelos conselhos e incentivo que me deu. Agradeço também ao Martinho, ao Oscar e ao Mohammad, pela disponibilidade e pelos conhecimentos que me transmitiram. Agradeço igualmente a todas as pessoas da equipa ESP e à Doutora Diana, à Manuela e à Isabel, que me ajudaram sempre que precisei.

Agradeço o apoio financeiro do projeto CASCADE FP7 (ENV.2011.2.1.4-2), sem o qual não seria possível concretizar este trabalho.

Um agradecimento especial aos meus pais, por terem apoiado a concretização do sonho de estudar na universidade, por todos os sacrifícios que fizeram ao longo da vida, que permitiu que eu aqui chegasse. Ao André, pelo facto de ter estado sempre presente, por me ter encorajado a continuar nos momentos de desânimo, por toda a ajuda que me deu quando precisei. Agradeço também à minha família, pela confiança que depositaram em mim, e à Ana Cristina, pela grande amizade.

Aos meus amigos, que fizeram desta jornada por Aveiro uma das melhores etapas da minha vida...

**Palavras-chave** fogos repetidos, nutrientes no solo, perda de nutrientes, azoto, fósforo

**resumo**

Ao longo das últimas décadas, verificou-se um aumento do número de incêndios em Portugal, amplificando o risco da ocorrência de fogos repetidos, o que poderá ter impactes negativos ao nível da produtividade dos ecossistemas a longo prazo.

Os objetivos deste trabalho são estudar os efeitos de fogos repetidos nas concentrações de azoto e de fósforo no solo mineral, durante o primeiro ano após incêndio, e na mobilização de azoto total (NT) e de fósforo total (PT) por escorrência, à escala de microparcela, no segundo ano. Foram selecionadas três zonas de pinhal, em Viseu, com diferente histórico de incêndio, designadas como zona “Degradada” (4 incêndios), zona “Semidegradada” (1 incêndio) e zona “Controlo” (0 incêndios), no período de 1975-2012.

Quanto ao azoto e ao fósforo no solo, houve uma diminuição das concentrações de ambos os nutrientes entre as duas campanhas, nas zonas ardidas, sendo mais expressiva no caso do fósforo na zona “Semidegradada”. As zonas ardidas apresentaram maior concentração de nutrientes do que a zona “Controlo”, à exceção da zona “Semidegradada” em relação ao fósforo, um ano após incêndio. A repetição de incêndios mostrou não influenciar negativamente a concentração nutrientes, no primeiro ano após incêndio. Não se observaram diferenças significativas entre pontos com e sem vegetação.

No segundo ano, a mobilização de nutrientes por escorrência foi superior na zona “Degradada” em uma e duas ordens de grandeza em relação à zona “Semidegradada” e à zona “Controlo”, respetivamente. A mobilização de nutrientes foi elevada durante os eventos de precipitação mais fortes. A presença de vegetação revelou ser importante quanto à redução da mobilização de nutrientes e de escorrência, quando a componente de “litter” no solo não era significativa. Apenas na zona “Degradada” se verificou uma ligeira diminuição da mobilização de nutrientes e de escorrência a par do aumento de coberto na superfície do solo.

**Keywords** repeated fires, soil nutrients, nutrient losses, nitrogen, phosphorus

**abstract** Over the past decades, there has been an increase of wildfire occurrence in Portugal, amplifying the risk of repeated fires, which can have negative impacts on ecosystems productivity in a long term.

The present work aims to study the effects of repeated fires on nitrogen and phosphorus concentrations in mineral soil, during the first year after fire, and on total nitrogen and total phosphorus export in runoff, at micro-plot scale, in the second year. Three pine sites with different fire history were selected in Viseu, called “Degraded” site (4 fires), “Semidegraded” site (1 fire) and “Control” site (0 fires), regarding the period between 1975 and 2012.

There was a decrease of nitrogen and phosphorus concentrations in mineral soil in both burnt sites. This decrease was more considerable in the “Semidegraded” site in terms of phosphorus. The burnt sites presented higher nutrient concentrations than the “Control” site, except phosphorus in the “Semidegraded” site, one year after fire. Fire recurrence didn’t reveal to influence negatively the nutrient concentration, in the first year after fire. There weren’t significant differences between vegetation and no vegetation places.

In the second year, nutrient export in runoff was higher 1 and 2-fold in the “Degraded” site than “Semidegraded” and “Control” sites, respectively. High nutrient losses occurred in response to strong rainfall events. Presence of vegetation was important to reduce nutrient export and runoff when the litter component wasn’t significant on soil surface. Only in the “Degraded” site there was a slight decrease of nutrient export and runoff along with the increase of cover on soil surface.

## Índice

Índice de figuras .....	viii
Índice de tabelas.....	x
Notação .....	xi
Nomenclatura química .....	xi
Siglas e acrónimos .....	xii
Capítulo 1 – Introdução.....	1
1.1. Enquadramento .....	2
1.2. Ciclo dos nutrientes no solo.....	4
1.2.1. Azoto .....	6
1.2.2. Fósforo .....	7
1.3. Impactes dos incêndios no ciclo dos nutrientes .....	8
1.4. Objetivos e estrutura da dissertação.....	13
1.5. Referências bibliográficas.....	14
Capítulo 2 – Efeitos dos fogos repetidos nos nutrientes do solo e na sua mobilização ....	20
2.1. Resumo .....	21
2.2. Abstract .....	22
2.3. Introdução .....	23
2.4. Área de estudo .....	25
2.5. Material e métodos .....	27
2.5.1. Desenho experimental.....	27
2.5.2. Análise de amostras de solo .....	28
2.5.3. Análise de amostras de escorrência .....	29
2.6. Resultados .....	31
2.6.1. Amostras de solo .....	31
2.6.2. Amostras de escorrência .....	33
2.7. Discussão .....	46
2.8. Conclusão .....	53
2.9. Referências bibliográficas.....	55
Capítulo 3 – Considerações finais.....	60
Referências bibliográficas.....	61



## Índice de figuras

Figura 1- Área ardida (a) e número de ocorrências (b) em Portugal entre 1980-2013. (Fonte: European Commission, 2014) .....	2
Figura 2 - Esquema do ciclo de nutrientes em florestas. (Fonte: adaptado Attiwill e Leeper, 1987). .....	5
Figura 3 - Localização da área de estudo e das zonas selecionadas com diferente histórico de incêndio. ....	25
Figura 4 – Disposição das microparcels numa das encostas (encosta D3) (a) e aspeto das microparcels com vegetação (b) e sem vegetação (c). ....	28
Figura 5 - Concentração de azoto e fósforo no solo nas diferentes zonas de estudo nas duas amostragens realizadas (0–5 cm: g/kg solo bs – maio e setembro 2013). (D – “Degradada”; SD – “Semidegradada”; C – “Controlo”; n=18) (Os resultados apresentam-se em mediana e interquartil 75-25). ....	31
Figura 6 – Concentração de azoto e de fósforo no solo em pontos junto a vegetação e sem vegetação (0–5 cm: g/kg solo bs – maio e setembro 2013). (D – “Degradada”; SD – “Semidegradada”; C – “Controlo” n=9) (Os resultados apresentam-se em mediana e interquartil 75-25). ....	32
Figura 7 – Diagramas de caixa com os valores globais de mobilização de azoto total (a) e de fósforo total (b), de escorrência (c) e de coeficiente de escorrência (d), por parcela. (Degradada: n=18; Semidegradada: n=18; Controlo: n=12). ....	33
Figura 8 - Concentração de azoto total e de fósforo total nas amostras ao longo do período de monitorização. (os resultados apresentados são mediana; "Degradada": n=18; "Semidegradada": n=18; "Controlo": n=12) .....	35
Figura 9- Variação temporal da mobilização de azoto total e de fósforo total. (Os resultados são apresentados em mediana). ....	36
Figura 10 - Variação temporal da precipitação e intensidade máxima de precipitação em 30 minutos, da escorrência, do coeficiente de escorrência e de sedimentos mobilizados, ao longo do tempo. (os resultados de escorrência, de coeficiente de escorrência e de	

sedimentos são apresentados em mediana; não há dados de mobilização de sedimentos dos eventos de 27 de dezembro e de 7 de maio) .....	38
Figura 11 - Variação de azoto total e de fósforo total mobilizado, de escorrência e de coeficiente de escorrência, em função do posicionamento das parcelas nas encostas. (Os resultados apresentados são a mediana e interquartil 75-25) (Degradada: n=6; Semidegradada: n=6; Controlo: n=6) .....	40
Figura 12 - Comparação entre parcelas com e sem vegetação nas diferentes zonas de estudo, relativamente ao azoto total e fósforo total mobilizados, escorrência e coeficiente de escorrência. (Os resultados são apresentados em mediana e interquartil 75-25) (Degradada: n=9; Semidegradada: n=9; Control: n=6) .....	41
Figura 13 - Evolução da percentagem de coberto nas parcelas sem vegetação durante o segundo período de monitorização, nas duas zonas afetadas por incêndio. (os resultados são apresentados em mediana e interquartil 75-25; n=9). .....	42
Figura 14 - Comparação do coberto entre parcelas sem vegetação na zona "Degradada" (à esquerda) e na zona "Semidegradada" (à direita). (Data:18 de dezembro de 2013)....	43
Figura 15 - Evolução da mobilização de azoto total e fósforo total, de escorrência, considerando a precipitação, nas zonas afetadas por incêndio, em função da percentagem de coberto. (o período de monitorização foi dividido em 4 intervalos, considerando-se que os dados de percentagem de coberto para cada intervalo são constantes. Para cada intervalo, obtiveram-se os resultados globais de cada parâmetro em relação à precipitação; n=36).....	44

## Índice de tabelas

Tabela 1 – Características gerais das três zonas selecionadas. ....	26
Tabela 2 - Comparação da mobilização de azoto total e de fósforo total entre os dois períodos de monitorização, nas zonas "Degradada" e "Semidegradada", considerando a precipitação. (Dados do 1º ano adaptados de Varandas (2014)). ....	49

## Notação

$\alpha$	Nível de significância	
$A_{\text{microparcela}}$	Área da microparcela	[m <sup>2</sup> ]
$C_i$	Concentração de nutrientes e de sedimentos	[mg/l]
$E$	Volume de água de escorrência	[l]
$I_{30}$	Intensidade de precipitação em 30 minutos	[mm/h]
$m_i$	Massa de nutrientes e de sedimentos por unidade de área	[mg/m <sup>2</sup> ]
$N_T$	Azoto total	
$P_T$	Fósforo total	
$p$	“p-value” (valor p)	
$r_s$	Coeficiente de correlação de Spearman	

## Nomenclatura química

$H_2PO_4^-$	lão dihidrogenofosfato
$HPO_4^{2-}$	lão hidrogenofosfato
$N_2$	Azoto molecular
$N_2O$	Óxido nitroso
$NH_3$	Amoníaco
$NH_4^+$	lão amónio
$NO_3^-$	lão nitrato

## **Siglas e acrónimos**

bs                      Base seca

SST                    Sólidos Suspensos Totais

USDA                  United States Department of Agriculture

## **Capítulo 1 – Introdução**

### 1.1. Enquadramento

Os fogos desempenham um papel importante na manutenção da biodiversidade e na modificação do território, assumindo-se como um “fator ecológico” determinante de desenvolvimento ou de regressão dos sistemas florestais em diversas partes do Mundo (Ferreira Leite et al, 2013).

Desde a década de 60 até aos dias de hoje, o número de incêndios e de área ardida no Mediterrâneo Europeu (principalmente as Penínsulas Ibérica, Italiana e Grega e ilhas em redor) tem aumentado de modo exponencial (Pausas e Vallejo, 1999). É por esta razão que se considera que os incêndios são um dos maiores problemas ambientais que estes países têm de enfrentar (Campo et al, 2006).

Em Portugal, o número de ocorrências tem vindo a aumentar ao longo dos anos, embora isso nem sempre se traduza em termos de área ardida (Figura 1). Uma das consequências do aumento do número de incêndios e de área ardida é a amplificação do risco de repetição de fogos numa determinada área (Malkison et al, 2011).

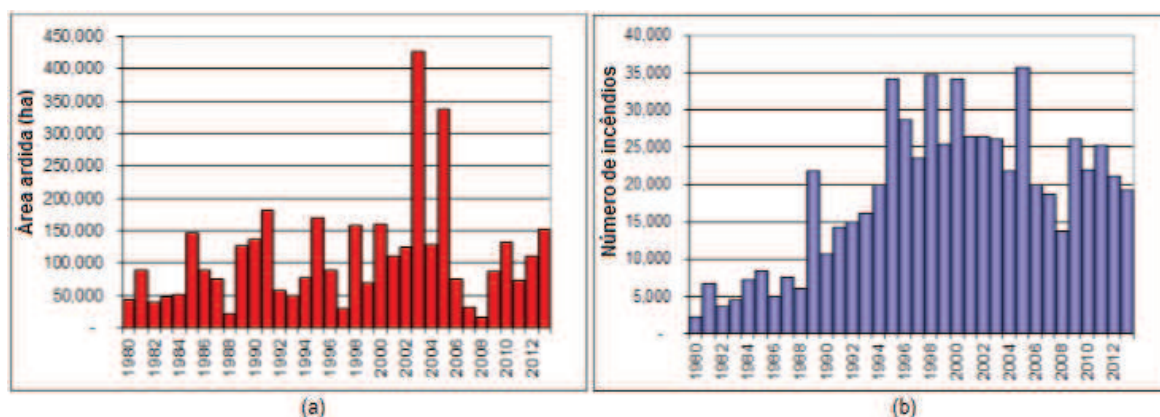


Figura 1- Área ardida (a) e número de ocorrências (b) em Portugal entre 1980-2013. (Fonte: European Commission, 2014)

Os incêndios induzem mudanças em várias propriedades do solo, como a diminuição da disponibilidade de nutrientes no solo, o que tem implicações na produtividade dos ecossistemas. Com o aumento da frequência de incêndios, é sugerido que haja perdas de nutrientes cumulativas, em particular de azoto e fósforo, resultando num défice de nutrientes nos solos (Gosalbo, 2006). Neste sentido, assume-se como importante conhecer a magnitude das alterações ao nível da disponibilidade de nutrientes desencadeadas pela ocorrência de fogos repetidos em áreas florestais.

A temática da repetição de incêndios ainda não foi largamente estudada (Malkinson et al, 2011), embora existam vários trabalhos que reportam os impactos de eventos singulares de incêndios relativamente à vegetação, à produção de sedimentos e à perda de nutrientes, por exemplo.

Em Portugal, no caso de eventos singulares, têm sido realizados alguns trabalhos focados nos efeitos dos incêndios nos nutrientes. Thomas et al. (1999, 2000a, 2000b) estudaram as perdas de nutrientes, nas frações solúvel e permutável, nos sedimentos arrastados e na escorrência superficial, após incêndio florestal, e a utilização de algumas técnicas de mitigação de erosão na exportação de nutrientes. Estes trabalhos foram financiados pelo projeto europeu IBERLIM (EV5V-0041) – “Land management practice and erosion limitation in contrasting wildfire and gullied locations in the Iberian Peninsula”.

Ferreira et al. (2005) estudaram as implicações hidrológicas dos fogos florestais e a exportação de nutrientes como solutos imediatamente após incêndio. Este estudo foi financiado com o apoio dos seguintes projetos: ICA3-CT-2000-30005 – CLIMED – “Effects of climate change and climate variability on water availability and water management practices in Western Mediterranean”; FAIR 6-CT98-4027 “Development of amelioration strategies to reduce environmental deterioration and agricultural production losses in water repellent losses”; e POCTI/MGS/49210/2002 “SILVAQUA – Assessment of climatic change impact on water resources and CO<sub>2</sub> fixation in fast growing stand in Portugal”.

Outros estudos que se focam nos nutrientes após incêndio foram levados a cabo no âmbito do projeto FIRECNUTS (PTDC/AGRCFL/104559/2008) – “Efeitos de fogos florestais na quantidade e dinâmica de carbono e nutrientes no solo e na sua exportação por escorrência superficial”. Estes estudos são sobre os efeitos diretos e indiretos na matéria orgânica da camada superficial do solo, no carbono e nas quantidades de nutrientes (N, P e K).

Considerando os poucos estudos existentes sobre os efeitos de fogos repetidos nos ecossistemas, nomeadamente no que diz respeito à disponibilidade de nutrientes no solo e sua mobilização, o projeto europeu EU FP7 Environment (ENV.2011.2.1.4-2) CASCADE (CAstastrophic Shifts in drylands: how CAN we prevent ecosystem Degradation), em cujo âmbito se insere o presente trabalho, pretende contribuir para a colmatação desta lacuna de conhecimento. O estudo dos efeitos dos incêndios florestais nas zonas afetadas reveste-se de grande importância, porque só conhecendo a extensão



dos danos causados é que é possível definir estratégias de atuação que possam ser eficazes a curto e longo prazo, com o objetivo de prevenir o agravamento da degradação dos ecossistemas.

## **1.2. Ciclo dos nutrientes no solo**

O solo é um sistema complexo que resulta da interação de três fases: sólida, líquida e gasosa. A fase sólida apresenta materiais minerais e orgânicos que formam um sistema poroso, enquanto a fase líquida é formada pela água do solo com substâncias dissolvidas e a fase gasosa corresponde à atmosfera do solo (Varennnes, 2003).

Os solos apresentam propriedades físicas, químicas e biológicas, que se encontram interrelacionadas (DeBano et al., 2005), tendo influência no seu comportamento e no modo como deve ser gerido (Varennnes, 2003).

Pelo facto de providenciarem ar, água, nutrientes e suporte físico para a sustentação das plantas, os solos assumem um importante papel na sustentabilidade dos ecossistemas (Knoepp et al., 2005).

Em relação aos nutrientes, a maior parte é absorvida pelas raízes das plantas a partir de formas minerais existentes na solução do solo (Varennnes, 2003). O teor de nutrientes nas plantas relaciona-se com os movimentos no solo e com a taxa a que são absorvidos pelas células radiculares, sendo este último um dos principais processos limitadores do crescimento vegetal (Varennnes, 2003).

Consoante as proporções em que os nutrientes se encontram nas plantas em geral, têm-se os macronutrientes – carbono, oxigénio, hidrogénio, azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre – e os micronutrientes – ferro, manganês, zinco, cobre, molibdénio, boro e cloro (Costa, 1999).

O ciclo dos nutrientes em florestas engloba processos biogeoquímicos que se traduz na entrada e saída de nutrientes destes ecossistemas (Figura 2) (Bormann e Likens, 1967).

A disponibilidade vertical dos nutrientes no solo é diferente. Considerando a recente taxonomia, as camadas de solo, designadas como horizontes do solo, são

classificadas por ordem de profundidade como: O, A, E, B, C e R; existindo subdivisões que podem ser distinguidas de acordo com cor, textura e estrutura (Knoepp et al, 2005).

Na camada superficial (O), estão presentes as maiores quantidades de nutrientes assimiláveis pelas plantas, sendo esta camada composta em grande parte por matéria orgânica em diferentes estádios de decomposição. Nesta camada existe também uma zona com elevado complexo de troca catiónica, que constitui um reservatório de catiões assimiláveis pelas plantas e que tem interferência na perda de nutrientes por lixiviação, diminuindo-a (Knoepp et al, 2005; A. Machado, 2011). No horizonte A, a parte superior deste é composta por uma mistura de húmus, partículas minerais do solo e raízes de plantas, principalmente (Knoepp et al, 2005).

Neste trabalho, os nutrientes alvo de estudo são o azoto e o fósforo. Estes dois elementos desempenham um grande papel no crescimento da vegetação, como descrito a seguir.

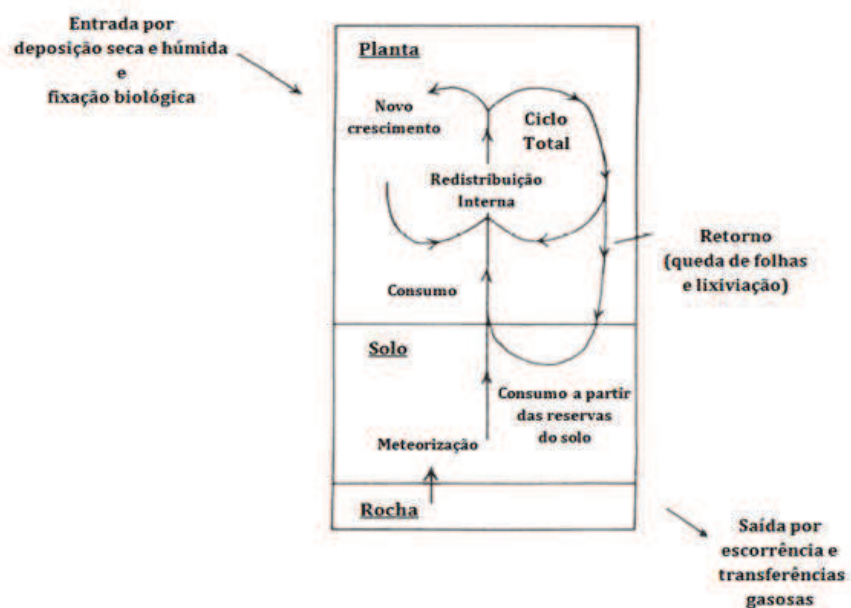


Figura 2 - Esquema do ciclo de nutrientes em florestas. (Fonte: adaptado Attiwill e Leeper, 1987).

### 1.2.1. Azoto

O azoto constitui um dos mais importantes elementos que limitam o crescimento das plantas nos ecossistemas florestais, devido ao fato de este elemento se encontrar em deficiência nos solos frequentemente (Yang e Fan, 2003).

O ciclo de azoto do solo faz parte do seu ciclo global (Stevenson e Cole, 1999).

Praticamente toda a quantidade de azoto encontrada na vegetação, água e solo dos ecossistemas, provém da atmosfera, excetuando-se a adição de fertilizantes ricos em azoto que são produzidos industrialmente e utilizados em áreas florestais (DeBano et al., 2005).

Os principais processos do ciclo do azoto no solo são: absorção pelas plantas, nitrificação, desnitrificação, volatilização de amoníaco, mineralização, imobilização, fixação de azoto atmosférico e lixiviação (Jones e Jacobsen, 2001).

As plantas absorvem a maior parte do azoto pelas raízes, sobretudo nas formas de iões nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) (Varennnes, 2003). No geral, as plantas adaptadas a baixo pH no solo tendem a absorver o ião amónio ou aminoácidos, enquanto o ião nitrato é absorvido pelas plantas adaptadas a pH mais elevado (Masclaux-Daubresse et al., 2010).

A nitrificação corresponde ao processo em que o ião amónio é convertido em ião nitrito e este em ião nitrato (Jones e Jacobsen, 2001) por microrganismos designados por quimio-autotróficos (Blackmer, 1999). As plantas têm capacidade para utilizar ambas as formas, mas a forma aniónica tem maior mobilidade nos solos por não ter tendência a ser adsorvida na matriz do solo e por não formar compostos insolúveis (Varennnes, 2003).

Quanto à desnitrificação, existe o processo biológico e o químico. A desnitrificação biológica é um processo levado a cabo por microrganismos anaeróbios (sobretudo anaeróbios facultativos), e consiste na redução do ião nitrato a ião nitrito, sendo este convertido nas formas gasosas  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$  (Espinoza et al, 2005; Varennnes, 2003).

A desnitrificação química consiste na formação de azoto molecular e óxidos de azoto como resultado da reação entre o ião nitrito e a matéria orgânica (Stevenson e Cole, 1999; Varennnes, 2003). O processo é potenciado significativamente em solos com pH menor que 5 (McNeill e Unkovich, 2007), por exemplo.

A volatilização de amoníaco corresponde à perda deste elemento na forma de gás para a atmosfera. O amoníaco encontra-se no solo na forma livre ou absorvido pelas partículas do solo ou matéria orgânica. A volatilização pode ocorrer quando a forma livre de amoníaco se encontra junto à superfície do solo (McNeill e Unkovich, 2007). Este processo é potenciado por elevado pH, já que o ião amónio é mais facilmente convertido em amoníaco nestas condições (Jones e Jacobsen, 2001).

A mineralização é a transformação de azoto orgânico em azoto mineral e a imobilização é o processo oposto (Blackmer, 1999). A mineralização conduz à formação do ião amónio pelo processo de amonificação realizado por vários fungos, bactérias e protozoários heterotróficos, por exemplo (Varennnes, 2003). A mineralização e imobilização podem ocorrer ao mesmo tempo (Rodrigues e Coutinho, 2000).

A fixação do azoto atmosférico pode dever-se a processos biológicos, industriais ou a trovoadas (McNeill e Unkovich, 2007). A fixação biológica é empreendida por bactérias, cianobactérias ou por associações planta-bactérias com estes organismos, e consiste na conversão de  $N_2$  nas formas  $NH_3$  e azoto orgânico (Stevenson e Cole, 1999).

A lixiviação promove perdas de azoto através da deslocação deste elemento no sentido descendente no solo. Os nitratos são a forma de azoto mais fácil de ser perdida neste processo, pois têm grande mobilidade e solubilidade na água, sendo a forma mais abundante encontrada nos lixiviados (Blackmer, 1999; Espinoza et al., 2005).

A erosão também constitui um processo que potencia perda de azoto. As perdas ocorrem na forma de azoto orgânico, já que é a forma mais abundante à superfície (Rodrigues e Coutinho, 2000). Embora não seja azoto imediatamente absorvível, é azoto passível de ser convertido em formas assimiláveis após mineralização (Rodrigues e Coutinho, 2000). A erosão pode ocorrer sob ação do vento ou da água, sendo esta última a maior responsável pela perda de solo a nível mundial (cerca de 75%) (Varennnes, 2003).

### **1.2.2. Fósforo**

O segundo elemento que frequentemente limita a produção vegetal é o fósforo (Varennnes, 2003). O seu teor no solo dos ecossistemas naturais é em geral baixo e grande parte do nutriente apresenta-se sob formas pouco disponíveis para as plantas (adsorvida ou precipitada) (Varennnes, 2003).

Este elemento está presente nos solos nas formas orgânica e inorgânica. Pode ser encontrado dissolvido na solução do solo em pequenas quantidades ou associado a minerais ou compostos orgânicos (Espinoza et al., 2005).

As plantas absorvem o fósforo dissolvido na solução do solo, principalmente na forma de ortofosfato ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ou  $\text{HPO}_4^{2-}$ ). O ortofosfato na forma de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  é dominante nos solos quando o pH é menor que 7,2, e a forma de  $\text{HPO}_4^{2-}$  é prevalente quando o pH é maior que 7,2. A primeira forma é absorvida com maior rapidez do que a segunda (Alberta Agriculture and Food, 2007).

O fósforo presente nos compostos orgânicos, em geral, só fica disponível para as plantas após o processo de mineralização (sob a forma de ortofosfato), que é levado a cabo por microrganismos, sendo este processo afetado pela humidade do solo, composição do material orgânico, concentração de oxigénio e pH (Espinoza et al., 2005). A imobilização corresponde ao processo inverso da mineralização, no qual os microrganismos do solo imobilizam o fósforo mineral utilizando-o para o seu metabolismo (Espinoza et al., 2005; Varennes, 2003).

Os processos de precipitação e adsorção influenciam a disponibilidade de fósforo. Em solos ácidos, os iões de ferro, de alumínio e de manganésio, podem existir em teores elevados, reagindo com o fósforo para formar compostos insolúveis, ocorrendo sobretudo a precipitação quando os níveis de fósforo em solução são elevados e a adsorção quando estes são mais baixos (Varennes, 2003). Em solos calcários, ocorrem os processos de precipitação e de adsorção com o cálcio (Jones e Jacobsen, 2002; Varennes, 2003). O mecanismo de adsorção é considerado o maior responsável pela diminuição de fósforo solúvel (Alberta Agriculture and Food, 2007).

Outros processos que influenciam a disponibilidade de fósforo são a erosão eólica e hídrica da camada superficial do solo, havendo grandes perdas deste elemento. Ao contrário do azoto, não existe um mecanismo de perda de fósforo presente no solo na forma gasosa (Alberta Agriculture and Food, 2007; Jones e Jacobsen, 2002).

### **1.3. Impactes dos incêndios no ciclo dos nutrientes**

Os incêndios têm impactes significativos nas propriedades físicas e químicas do solo e na erosão (Shakesby, 2011).

A extensão e a duração dos efeitos dos incêndios estão relacionadas, em primeiro lugar, com a severidade do incêndio, que por sua vez depende de vários fatores ambientais, tais como: o tipo de combustível, a sua natureza e o seu teor de humidade; a temperatura e a humidade do ar atmosférico, a velocidade do vento, e a topografia do local (Certini, 2005).

A severidade é uma função da duração de um incêndio e da sua intensidade (Certini, 2005), e refere-se aos efeitos produzidos no ecossistema (Ryan e Noste, 1985). A intensidade diz respeito à energia libertada durante o processo de combustão da biomassa (Keeley, 2009).

Além da severidade, as alterações das propriedades do solo, que podem ser de curto e longo prazo, ou ainda permanentes, dependem também da frequência de incêndios e das condições climáticas pós-incêndio (Certini, 2005).

Algumas das propriedades do solo afetadas pelos incêndios são: a textura, o pH, a condutividade elétrica, a densidade aparente do solo e a capacidade de retenção de água (Verma e Jayakumar, 2012).

As componentes da textura do solo, como areia, silte e argila, são afetadas quando são sujeitas a altas temperaturas (Verma e Jayakumar, 2012).

O pH aumenta como consequência da desnaturação dos ácidos orgânicos, embora o aumento seja mais significativo quando são atingidas temperaturas entre 450 °C e 500 °C (Certini, 2005). A condutividade elétrica aumenta efemeramente com a libertação de iões nas formas inorgânicas da combustão da matéria orgânica (Certini, 2005).

A densidade aparente do solo também aumenta (Giovannini et al, 1990; Imeson et al, 1992; Shakesby, 2011), tendo como consequência a diminuição da porosidade total e do tamanho dos poros (DeBano et al., 2005). A perda dos macroporos na superfície do solo promove o aumento da escorrência superficial e a redução da taxa de infiltração (DeBano et al., 2005).

O aparecimento ou aumento da repelência dos solos à água é um outro dos efeitos dos incêndios (DeBano, 1981). A repelência à água é devida à formação de uma camada paralela à superfície, onde compostos orgânicos hidrofóbicos se encontram agregados às partículas e minerais do solo (Neary et al, 1999). Este fenómeno pode conduzir a efeitos de curto prazo (aumento de escoamento superficial, transporte de cinzas e sedimentos, por exemplo) e longo prazo (erosão do solo, degradação do local, entre outros), o que

poderá afetar os ciclos de nutrientes do solo (Neary et al., 1999). No entanto, não existe ainda consenso sobre a relação entre a formação de uma camada hidrófoba e o aparecimento de fenómenos de erosão após incêndio (Ferreira et al., 2010).

Os incêndios podem afetar os ciclos dos nutrientes de uma forma dramática (DeBano et al, 1998). O azoto e o fósforo são os nutrientes mais afetados por incêndios, no geral (Ferran et al., 2005).

Como regra geral, um incêndio nunca provoca o aumento das quantidades totais de nutrientes (Knoepp et al., 2005). Em geral, há uma diminuição das quantidades totais de nutrientes, podendo haver casos de elementos para os quais não há alterações (Knoepp et al., 2005). Apesar da diminuição das quantidades totais em geral, os incêndios induzem a conversão de certos elementos em formas mais disponíveis para as plantas, o que se reflete no aumento temporário da fertilidade do solo (Duguy et al, 2007; Knoepp et al., 2005).

No caso do azoto, os incêndios de moderada-alta severidade convertem grande parte do azoto orgânico nas formas inorgânicas ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) (Certini, 2005). O amónio é o produto direto da combustão, enquanto os nitratos se formam semanas ou meses mais tarde a partir do amónio como resultado da nitrificação (Certini, 2005; Covington e Sacket, 1992).

Um estudo levado a cabo por Prieto-Fernandez et al. (1993) em solo com cobertura *Pinus pinaster*, verificou que, um mês após um incêndio de intensidade elevada, houve um aumento de azoto inorgânico, principalmente na forma  $\text{NH}_4^+$ , nas camadas de solo mineral de 0-5 cm e de 5-10 cm, enquanto o conteúdo em  $\text{NO}_3^-$  aumentou apenas na camada 5-10 cm, possivelmente devido a lixiviação (Certini, 2005).

Segundo Wan et al. (2001), os níveis de  $\text{NH}_4^+$  presentes no solo diminuem gradualmente ao longo do tempo após incêndio, voltando aos níveis anteriores ao incêndio ao fim de três anos, em média. No caso do  $\text{NO}_3^-$ , um ano após incêndio, os níveis presentes no solo atingem o máximo, em média, retornando aos níveis anteriores ao incêndio dois anos após este.

A redução da disponibilidade de  $\text{NH}_4^+$  no solo poderá dever-se à imobilização microbiana, à nitrificação, à assimilação pelas plantas e à lixiviação (Covington e Sacket, 1992; DeBano e Conrad, 1987; Durán et al, 2008).



Durante o incêndio, parte do fósforo orgânico é convertido em ortofosfato (Certini, 2005). A disponibilidade de fósforo no solo é função da severidade de um incêndio (Knoepp et al., 2005). Romanyà et al. (1994) estudaram a resposta do fósforo a diferentes níveis de severidade, em solos com cobertura de eucalipto, incluindo a área de estudo zonas não ardidas e ardidas.. Verificaram que os maiores efeitos ocorreram na camada (0-2,5 cm) do solo mineral (horizonte A) e que as concentrações de fósforo disponível aumentaram com o aumento da severidade do incêndio, diminuindo em profundidade.

Apesar da maior disponibilidade de fósforo após incêndio, tal situação é temporária, estando a sua duração dependente de vários fatores. Em solos ácidos, o facto de ortofosfato tender a combinar-se com os óxidos de ferro, alumínio e manganésio por adsorção, leva a que haja diminuição da sua disponibilidade no solo (Certini, 2005).

Além de alterações na disponibilidade de nutrientes, os incêndios levam a que haja importantes perdas de nutrientes, devido em grande parte aos seguintes processos:

- Combustão de grandes destroços de madeira e de materiais orgânicos situados à superfície do solo que conduz a grandes perdas de nutrientes por volatilização (Neary et al, 1999), havendo a formação de uma camada de cinzas rica em nutrientes suscetível de sofrer erosão e lixiviação (DeBano et al., 1998);
- Destruição de matéria orgânica, tendo como consequência a diminuição de zonas de complexo de troca catiónica (Knoepp et al., 2005; A. Machado, 2011);
- Consumo da vegetação e da manta morta subjacente, que conduz à redução da capacidade de infiltração e ao consequente aumento da escorrência, levando à perda de nutrientes, que se encontram na forma solúvel e que são facilmente arrastados (Cerdà e Robichaud, 2009; Ferreira et al, 2005);
- Aumento da erosão após incêndio, devido à maior exposição do solo ao impacto das gotas de água da chuva, o que em conjunto com a menor estabilidade da estrutura do solo, faz com que haja perdas de nutrientes que estão retidos nos sedimentos (Knoepp et al., 2005; Ferreira et al., 2010; Thomas et al, 1999).

A perda de nutrientes por volatilização depende da temperatura atingida durante a combustão (Neary et al., 1999). O azoto (N) é o elemento mais propenso a ser perdido



por esta via, já que volatiliza a partir de 200 °C, verificando-se que, a temperaturas superiores a 500 °C, metade do azoto presente na matéria orgânica volatilizou (Ferreira et al., 2010). No caso do fósforo, a perda por volatilização é menos expressiva, pois este volatiliza a partir de 774 °C (Ferreira et al., 2010; Weast, 1988). É frequente ocorrerem perdas de fósforo e de outros catiões para a atmosfera como matéria particulada durante a combustão (DeBano et al., 2005; Raison et al., 1985a, 1985b).

Em geral, verifica-se que a erosão do solo e a perda de nutrientes aumentam em sequência dos primeiros eventos de precipitação e da consequente escorrência formada (Ferreira et al., 2009). Esta última é induzida pela redução da capacidade de infiltração e pelo desenvolvimento ou aumento da camada repelente à água (Ferreira et al., 2009). A exportação de nutrientes, na forma solúvel, é significativa nos primeiros 4 meses após incêndio, atuando a camada de cinzas como a fonte de solutos (Ferreira et al., 2005). Passado este período, os maiores picos de perdas de nutrientes ocorrem em eventos de precipitação extremos, capazes de mobilizar as cinzas remanescentes (Ferreira et al., 2005).

O declínio na exportação dos nutrientes ao longo do tempo tem que ver com alguns fatores. O primeiro está relacionado com o facto de a disponibilidade de nutrientes nas cinzas ser finita, sendo as cinzas removidas por erosão e formarem um componente cada vez menos representativo no material erodido ao longo do tempo (Ferreira et al., 2009; Thomas et al., 1999). Outro fator tem que ver com as cinzas nos sedimentos se apresentarem na forma solúvel, sendo mais suscetíveis de serem lixiviadas, o que conduz à diminuição das concentrações de nutrientes (Ferreira et al., 2009; Thomas et al., 1999). Por último, o progressivo aumento das dimensões dos sedimentos erodidos conduz à redução da concentração de nutrientes adsorvidos nas partículas erodidas (Ferreira et al., 2009; Thomas et al., 1999).

Thomas et al., (2000) observaram que a perda de nutrientes e de solo persistiram por 2 e 3 anos em locais de pinhal e de eucaliptal, respetivamente, após incêndio, em sequência da grande disponibilidade de nutrientes e das grandes quantidades de escorrência formada.

Estes resultados obtidos para um evento de incêndio poderão ser diferentes no caso de uma área afetada por incêndios recorrentes (Badía et al., 2014). A ocorrência de incêndios em curtos períodos de tempo pode gerar efeitos cumulativos a longo prazo em algumas propriedades dos ecossistemas, como os ciclos dos nutrientes e a

produtividade, quando as perdas de nutrientes excedem a taxa de reposição destes por processos naturais entre incêndios consecutivos (Carter e Foster, 2004; Gosalbo, 2006).

No solo, Carreira et al (1994) observaram que o aumento da frequência de incêndios conduzia à diminuição de azoto na camada do solo mineral de 0-5 cm, em zona de mato, e Ferran et al (2005) descobriram que a disponibilidade de fósforo no solo mineral (0-2,5 cm) tendia a decrescer com o aumento da recorrência de incêndios, embora as concentrações fossem superiores às de uma zona de controlo.

#### **1.4. Objetivos e estrutura da dissertação**

Os objetivos da presente dissertação são o estudo dos efeitos da frequência de incêndios nas concentrações de azoto e fósforo no solo e na mobilização destes nutrientes por escorrência, à escala de microparcela, em três zonas de pinhal com diferente histórico de incêndio.

Os objetivos específicos são:

- determinar as concentrações de azoto e fósforo, nas formas disponíveis, no solo mineral (0-5 cm) e comparar pontos com e sem vegetação, durante o primeiro ano após incêndio;
- averiguar se existe uma relação entre o histórico de incêndio e a concentração desses nutrientes;
- calcular a exportação total de azoto total e de fósforo total por escorrência e obter a variação temporal dos dois nutrientes ao longo do segundo ano após incêndio;
- determinar a relação entre a precipitação, a intensidade de precipitação, a escorrência e a mobilização de sedimentos na exportação de nutrientes;
- verificar se a disposição das parcelas ao longo das encostas influencia a exportação de nutrientes;
- comparar parcelas com e sem vegetação quanto à exportação de nutrientes;
- estudar se existe uma relação entre o aumento da percentagem de coberto e a exportação de nutrientes, em parcelas sem vegetação, nas zonas ardidas.

A presente dissertação é composta por 3 capítulos. No primeiro capítulo, apresenta-se o enquadramento ao trabalho, com referência a alguns trabalhos realizados no âmbito dos nutrientes, e a importância de realizar este estudo. Segue-se uma breve introdução onde são descritos os ciclos do azoto e do fósforo em áreas florestais, os impactos dos incêndios no ciclo desses nutrientes, os objetivos e estrutura da dissertação e as referências bibliográficas relativas a esse capítulo.

O segundo capítulo encontra-se redigido no formato de artigo científico, apresentando resumo, introdução, a descrição da área de estudo, os métodos de recolha de amostras e das análises laboratoriais, a análise estatística, os resultados obtidos, a discussão e a conclusão dos mesmos, e as referências bibliográficas relativas ao artigo.

No terceiro capítulo têm-se as considerações finais e são feitas sugestões para a realização de trabalhos futuros, e referências bibliográficas.

### **1.5. Referências bibliográficas**

- Alberta Agriculture and Food. (2007). Nutrient management: Planning guide. Consultado em [31-05-2014], disponível em:  
([http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/epw11920/\\$FILE/nutrient-management-planning-guide.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/epw11920/$FILE/nutrient-management-planning-guide.pdf)).
- Attiwill, P. M., & Leeper, G. W. (1987). Forest soils and nutrient cycles. Melbourne: Melbourne University Press.
- Badía, D., Martí, C., Aguirre, A. J., Aznar, J. M., González-Pérez, J. a., De la Rosa, J. M., León, J., Ibarra, P., Echeverría, T. (2014). Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: Changes at cm-scale topsoil. *Catena*, 113, 267–275.
- Blackmer, A. M. (1999). Bioavailability of major essential nutrients. In M. E. Sumner (Ed.), *Handbook of soil science* (pp. D-3 - D-17). Florida: CRC Press.
- Bormann, F. H., e Likens, G. E. (1967). Nutrient cycling. *Science*, 155, 424–429.

- Campo, J., Andreu, V., Gimeno-García, E., González, O., Rubio, J. L. (2006). Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology*, 82 (3-4), 376–387.
- Carreira, J. A., Niell, F. X., Lajtha, K. (1994). Soil-nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional stage. *Biogeochemistry*, 26, 189–209.
- Carter, M. C., e Foster, C. D. (2004). Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. *Forest Ecology and Management*, 191, 93–109.
- Cerdà, A., e Robichaud, P. R. (2009). Fire effects on soil infiltration. In A. Cerdà e P. R. Robichaud (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, USA.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1–10.
- Costa, J. B. (1999). *Caracterização e constituição do solo* (6ª ed.). Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Covington, W. W., e Sacket, S. S. (1992). Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 54, 175–191.
- Debano, L. F. (1981). *Water Repellent Soils : a state-of-the-art*. USDA, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, GTR PSW-46.
- Debano, L. F., e Conrad, C. E. (1987). Effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology*, 59, 489–497.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., Ffolliott, P. F. (1998). *Fire effects on ecosystems*. John Wiley & Sons, Inc.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., Ffolliot, P. F. (2005). Soil Physical Properties. In D. G. Neary, K. C. Ryan, L. F. DeBano (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems - Effects of fire on Soil and Water* (pp. 29-52). USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, GTR RMRS-GTR-42-volume 4.

- Duguy, B., Rovira, P., Vallejo, R. (2007). Land-use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *European Journal of Soil Science*, 58, 83–91.
- Durán, J., Rodríguez, A., Fernández-Palacios, J. M., Gallardo, A. (2008). Changes in soil N and P availability in a *Pinus canariensis* fire chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 384–387.
- Espinoza, L., Norman, R., Slaton, N., Daniels, M. (2005). The Nitrogen and Phosphorous Cycle in Soils. University of Arkansas, USDA, and County Governments Cooperating
- European Commission. (2014). Forest Fires in Europe , Middle East and North Africa 2013. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Report EUR 26791 EN.
- Ferran, A., Delitti, W., Vallejo, V. R. (2005). Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L . shrublands of the Valencia Region ( Spain ): II. plant and soil nutrients. *Plant Ecology*, 177, 71–83.
- Ferreira, A. J. D, Coelho, C., Silva, J. S., Esteves, T. (2010). Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In F. Moreira, F. X. Catry, J. S. Silva, F. Rego (Eds.), *Ecologia do Fogo e Gestão de áreas ardidas* (pp. 21–48). ISA Press, Lisboa, Portugal.
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Boulet, A. K., Lopes, F. P. (2005). Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 401-412.
- Ferreira, A. J. D., Silva, J. S., Coelho, C., Boulet, A. K., Keizer, J. J. (2009). The Portuguese experience managing fire effects. In A. Cerdà e P. R. Robichaud (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 401–422). Science Publishers, Enfield, USA.
- Ferreira-leite, F., Bento-gonçalves, A., Lourenço, L., Úbeda, X., Vieira, A. (2013). Grandes Incêndios Florestais em Portugal Continental como Resultado das Perturbações nos Regimes de Fogo no Mundo Mediterrâneo. *Silva Lusitana*, 127–142.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M. (1990). Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In J. G. Goldammer e M. J. Jenkins (Eds.), *Fire in ecosystem*

- dynamics - Mediterranean and Northern Perspectives (pp. 95–102). SPB Academic Publishing, The Hague.
- Gosalbo, M. E. (2006). Fire recurrence effects on *Pinus halepensis* Mill. communities of Catalonia. Tese de doutoramento não publicada, Universitat Autònoma de Barcelona, Espanha.
- Imeson, A. C., Verstraten, J. M., Mulligen, E. J. van, Sevink, J. (1992). The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*, 19, 345–361.
- Jones, C., Jacobsen, J. (2001). Nitrogen Cycling, Testing and Fertilizer Recommendations. Consultado em [31-05-2014], disponível em: (<http://landresources.montana.edu/nm/Modules/NM3.pdf>)
- Jones, C., Jacobsen, J. (2002). Phosphorus Cycling, Testing and Fertilizer Recommendations. Consultado em [31-05-2014], disponível em: (<http://landresources.montana.edu/nm/Modules/NM4.pdf>)
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116.
- Knoepp, J. D., DeBano, L. F., Neary, D. G. (2005). Soil Chemistry. In D. G. Neary, K. C. Ryan, L. F. DeBano (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems - Effects of fire on Soil and Water* (pp.53-72). USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, GTR RMRS-GTR-42-volume 4.
- Machado, A. I. (2011). Efeitos de um incêndio florestal na mobilização de nutrientes do solo. Tese de mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Malkinson, D., Wittenberg, L., Beerli, O., Barzilai, R. (2011). Effects of Repeated Fires on the Structure, Composition, and Dynamics of Mediterranean Maquis: Short- and Long-Term Perspectives. *Ecosystems*, 14(3), 478–488.
- Masclaux-Daubresse, C., Daniel-Vedele, F., Dechorgnat, J., Chardon, F., Gaufichon, L., Suzuki, A. (2010). Nitrogen uptake, assimilation and remobilization in plants:

- challenges for sustainable and productive agriculture. *Annals of Botany*, 105(7), 1141–1157.
- McNeill, A., e Unkovich, M. (2007). The nitrogen cycle in terrestrial ecosystems. In P. Marschner & Z. Rengel (Eds.), *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems* (pp. 37–64). Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122(1-2), 51–71.
- Pausas, J. G., e Vallejo, V. R. (1999). The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. In Chuvieco E. (Ed.), *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin* (pp. 3–16). Springer-Verlag.
- Prieto-Fernandez, A., Villar, M. C., Carballas, M., Carballas, T. (1993). Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 1657–1664.
- Raison, R. J., Khanna, P. K., Woods, P. V. (1985a). Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 132–140.
- Raison, R. J., Khanna, P. K., Woods, P. V. (1985b). Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian sub-alpine eucalypt forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 657–664.
- Rodrigues, M. Â., e Coutinho, J. F. (2000). *Eficiência de utilização do azoto pelas plantas*. Instituto Politécnico de Bragança, Portugal.
- Romanyà, J., Khanna, P. K., Raison, R. J. (1994). Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 65, 89–103.
- Shakesby, R. A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 71–100.

- Stevenson, F. J., e Cole, M. A. (1999). *Cycles of soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients* (2a ed). John Wiley & Sons, Inc.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A. (1999). Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena*, 36(4), 283–302.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A. (2000a). Post-fire forestry management and nutrient losses in eucalyptus and pine plantations, Northern Portugal. *Land Degradation & Development*, 11(3), 257–271.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A. (2000b). Solutes in overland flow following fire in eucalytus and pine forests, nothern Portugal. *Hydrological Processes*, 985, 971–985.
- Varenes, A. (2003). *Produtividade dos solos e Ambiente*. Escolar Editora, Lisboa, Portugal.
- Verma, S., e Jayakumar, S. (2012). Impact of forest fire on physical , chemical and biological properties of soil : A review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 2(3), 168–176.
- Wan, S., Hui, D., Luo, Y. (2001). Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecological Applications*, 11, 1349–1365.
- Weast, R. C. (1988). *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Yang, J., e Fan, J. (2003). Review of study on mineralization , saturation and cycle of Nitrogen in forest ecosystems. *Journal of Forestry Research*, 14(2001), 239–243.



## **Capítulo 2 – Efeitos dos fogos repetidos nos nutrientes do solo e na sua mobilização**

## **Efeitos dos fogos repetidos nos nutrientes do solo e na sua mobilização**

Santos, L. F. <sup>(a)</sup>; Hosseini, M. <sup>(b)</sup>; González-Pelayo, O. <sup>(c)</sup>; Coelho, C. O. A. <sup>(c)</sup>; Keizer, J. J. <sup>(c)</sup>

(a) Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

(b) ALTErrA-WUR, Wageningen, The Netherlands

(c) CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

### **2.1. Resumo**

Ao longo das últimas décadas, verificou-se um aumento do número de incêndios em Portugal, amplificando o risco da ocorrência de fogos repetidos, o que poderá ter impactes negativos ao nível da produtividade dos ecossistemas a longo prazo.

Os objetivos deste trabalho são estudar os efeitos de fogos repetidos nas concentrações de azoto e de fósforo no solo mineral, durante o primeiro ano após incêndio, e na mobilização de azoto total (NT) e de fósforo total (PT) por escorrência, à escala de microparcela, no segundo ano. Foram selecionadas três zonas de pinhal, em Viseu, com diferente histórico de incêndio, designadas como zona “Degradada” (4 incêndios), zona “Semidegradada” (1 incêndio) e zona “Controlo” (0 incêndios), no período de 1975-2012.

Quanto ao azoto e ao fósforo no solo, houve uma diminuição das concentrações de ambos os nutrientes entre as duas campanhas, nas zonas ardidas, sendo mais expressiva no caso do fósforo na zona “Semidegradada”. As zonas ardidas apresentaram maior concentração de nutrientes do que a zona “Controlo”, à exceção da zona “Semidegradada” em relação ao fósforo, um ano após incêndio. A repetição de incêndios mostrou não influenciar negativamente a concentração dos nutrientes, no primeiro ano após incêndio. Não se observaram diferenças significativas entre pontos com e sem vegetação.

No segundo ano, a mobilização de nutrientes por escorrência foi superior na zona “Degradada” em uma e duas ordens de grandeza em relação à zona “Semidegradada” e

à zona “Controlo”, respetivamente. A mobilização de nutrientes foi elevada durante os eventos de precipitação mais fortes. A presença de vegetação revelou ser importante quanto à redução da mobilização de nutrientes e de escorrência, quando a componente de “litter” no solo não era significativa. Apenas na zona “Degradada” se verificou uma ligeira diminuição da mobilização de nutrientes e de escorrência a par do aumento de coberto na superfície do solo.

**Palavras-chave:** fogos repetidos, nutrientes no solo, perda de nutrientes, azoto, fósforo

## **2.2. Abstract**

Over the past decades, there has been an increase of wildfire occurrence in Portugal, amplifying the risk of repeated fires, which can have negative impacts on ecosystems productivity in a long term.

The present work aims to study the effects of repeated fires on nitrogen and phosphorus concentrations in mineral soil, during the first year after fire, and on total nitrogen and total phosphorus export in runoff, at micro-plot scale, in the second year. Three pine sites with different fire history were selected in Viseu, called “Degraded” site (4 fires), “Semidegraded” site (1 fire) and “Control” site (0 fires), regarding the period between 1975 and 2012.

There was a decrease of nitrogen and phosphorus concentrations in mineral soil in both burnt sites. This decrease was more considerable in the “Semidegraded” site in terms of phosphorus. The burnt sites presented higher nutrient concentrations than the “Control” site, except phosphorus in the “Semidegraded” site, one year after fire. Fire recurrence didn’t reveal to influence negatively the nutrient concentration, in the first year after fire. There weren’t significant differences between vegetation and no vegetation places.

In the second year, nutrient export in runoff was higher 1 and 2-fold in the “Degraded” site than “Semidegraded” and “Control” sites, respectively. High nutrient losses occurred in response to strong rainfall events. Presence of vegetation was important to reduce nutrient export and runoff when the litter component wasn’t significant on soil surface. Only in the “Degraded” site there was a slightly decrease of nutrient export and runoff along with the increase of cover on soil surface.

**Keywords:** repeated fires, soil nutrients, nutrient losses, nitrogen, phosphorus

### 2.3. Introdução

Os fogos desempenham um papel importante na manutenção da biodiversidade e na modificação do território. No entanto, ao longo das últimas décadas, o número de incêndios e de área ardida no Mediterrâneo Europeu tem aumentado de modo exponencial (Pausas e Vallejo, 1999), sendo Portugal um dos países mais fustigados no Sul da Europa.

Uma das consequências do aumento do número de incêndios e de área ardida é a amplificação do risco de repetição de fogos numa determinada área (Malkinson et al, 2011). Os incêndios induzem mudanças em várias propriedades do solo, como a diminuição da disponibilidade de nutrientes no solo, o que têm implicações na produtividade dos ecossistemas. Com o aumento da frequência de incêndios, é sugerido que haja perdas de nutrientes cumulativas, em particular de azoto e fósforo, resultando num défice de nutrientes nos solos (Gosalbo, 2006).

A temática da repetição de incêndios ainda não foi largamente estudada (Malkinson et al, 2011) no que toca à disponibilidade e à perda de nutrientes, embora existam alguns trabalhos que reportam os impactos de eventos singulares de incêndios relativamente à perdas de nutrientes em Portugal, como os trabalhos de Thomas et al. (1999, 2000a, 2000b) e de Ferreira et al. (2005), por exemplo.

O estudo dos efeitos dos incêndios nos nutrientes do solo, como o azoto e o fósforo, é de grande relevância. O azoto e o fósforo são importantes elementos no crescimento das plantas, sendo o primeiro e segundo nutrientes que frequentemente limitam a produção vegetal, respetivamente (Varennnes, 2003; Yang e FAN, 2003).

Além de várias alterações ao nível das propriedades físicas e químicas do solo, os incêndios podem afetar os ciclos dos nutrientes de uma forma dramática (DeBano et al, 1998). Com os incêndios tem-se uma diminuição das quantidades totais de nutrientes, embora haja um aumento da forma inorgânica de certos elementos, que é assimilável pelas plantas, o que se reflete no aumento temporário da fertilidade do solo (Duguy et al, 2007; Knoepp et al., 2005). Outra consequência dos incêndios relativamente aos nutrientes é o facto de levarem a grandes perdas de nutrientes através de: combustão de

grandes destroços de madeira e de materiais orgânicos da superfície do solo, que conduz a perdas por volatilização (Neary et al, 1999); destruição de matéria orgânica, diminuindo as zonas de complexo de troca catiónica (Knoepp et al., 2005; A. Machado, 2011); consumo da vegetação e da manta morta subjacente, havendo menor capacidade de infiltração do solo e formação de maior escorrência (Cerdà e Robichaud, 2009; Ferreira et al, 2005); aumento da erosão após incêndio (Knoepp et al., 2005; Ferreira et al., 2010; Thomas et al, 1999).

A erosão do solo e a perda de nutrientes aumentam em sequência dos primeiros eventos de precipitação e da consequente escorrência formada (Ferreira et al., 2009). Passados os primeiros meses após incêndio, os maiores picos de perdas de nutrientes ocorrem em eventos de precipitação extremos, capazes de mobilizar as cinzas remanescentes (Ferreira et al., 2005).

Estes resultados obtidos para um evento de incêndio poderão ser diferentes no caso de uma área afetada por incêndios recorrentes (Badía et al., 2014), pois podem-se gerar efeitos cumulativos a longo prazo em algumas propriedades dos ecossistemas, como os ciclos dos nutrientes e a produtividade (Carter e Foster, 2004; Gosalbo, 2006), daí a importância do estudo da disponibilidade de nutrientes e das perdas que ocorrem em áreas com elevada frequência de incêndios.

Neste trabalho, os principais objetivos são estudar os efeitos de fogos repetidos na disponibilidade de azoto e de fósforo no solo e na mobilização destes nutrientes por escorrência, à escala de microparcela, em três zonas de pinhal com diferente histórico de incêndio. Mais especificamente pretende-se averiguar se existem diferenças entre as três zonas em termos de disponibilidade de azoto e fósforo no solo mineral, no primeiro ano após incêndio, e se há diferenças entre pontos com e sem vegetação. Pretende-se ainda verificar se existem diferenças entre as três zonas de estudo quanto à exportação de azoto e de fósforo, no segundo ano após incêndio; conhecer a variação temporal da exportação dos nutrientes e os fatores que têm maior influência nesse processo; averiguar se há diferenças entre as parcelas ao longo das encostas e entre parcelas com e sem vegetação; e, por último, verificar se o aumento de coberto em parcelas tem influência na exportação de nutrientes.

## 2.4. Área de estudo

A área de estudo situa-se na localidade de Várzea, concelho de Viseu, tendo sido selecionada devido à ocorrência de um incêndio no início de Setembro de 2012, que consumiu cerca de 3000 ha (ICNF, 2012). A área pertence à bacia hidrográfica do rio Vouga. O clima é do tipo Csb, que corresponde a “clima temperado com Verão quente e suave”, de acordo com a classificação climática de Köppen (IPMA, 2014a). A temperatura média anual correspondente ao período 1981-2010 é de 14,0 °C, variando as médias mensais entre 7,1 °C (Janeiro) e 21,7 °C (Julho), medidas na estação sinóptica de Viseu (40° 40' N, 7° 54' O; a 443 m de altitude) (IPMA, 2014b). A precipitação média anual (1980-2005) é de 1022 mm, com variação entre 523 mm e 1542 mm (estação udométrica de Calde, 40° 46' N, 7° 54' O; a 505 m de altitude) (SNIRH, 2014).

Na área de estudo, foram selecionadas três zonas com diferente histórico de incêndio no período de 1975-2012. Uma das zonas ardeu quatro vezes (1978, 1985, 2005 e 2012), sendo-lhe atribuída a designação de zona “Degradada”; outra ardeu uma vez (2012) e designa-se por zona “Semidegradada”; e, por último, a zona que não foi afetada por nenhum incêndio no período considerado é denominada de zona “Controlo” (Figura 3).

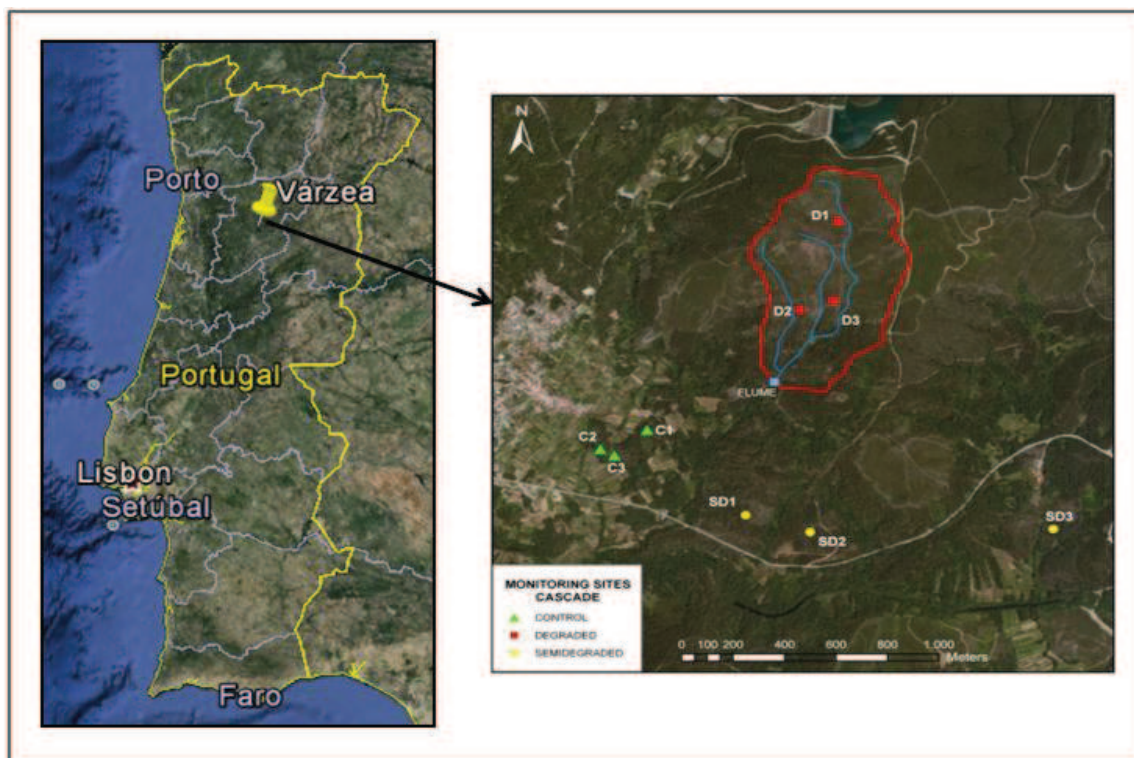


Figura 3 - Localização da área de estudo e das zonas selecionadas com diferente histórico de incêndio.

Em cada zona foram selecionadas três encostas, que apresentam características semelhantes em termos de substrato rochoso, declive, uso do solo, tipo de vegetação e de solo, e orientação. As características de cada zona são apresentadas na (Tabela 1).

Tabela 1 – Características gerais das três zonas selecionadas.

	“Degradada”	“Semidegradada”	“Controlo”
<b>Altitude (m)</b>	520 – 550	460 – 475	454 – 462
<b>Coordenadas geográficas</b>	40° 46’ N; 7° 51’ O	40° 45’ N; 7° 51’ O	40° 45’ N; 7° 52’ O
<b>Declive (°)</b>	12 – 17	9 – 12	12 – 15
<b>Orientação (°)</b>	180 – 190	190 – 200	190 – 240
<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>	3000 – 4800	1200 – 2000	91 – 400
<b>Profundidade do solo (cm)</b>	10 – 40	30 – 40	50
<b>Textura [0-5] cm</b>	Franco	Franco	Franco-arenoso
<b>Densidade aparente do solo (g/cm<sup>3</sup>) [0-5] cm</b>	0,99 ± 0,16	0,90 ± 0,17	0,96 ± 0,14
<b>pH (horizonte A)</b>	4,74 ± 0,03	4,68 ± 0,10	5,02 ± 0,10
<b>Substrato rochoso</b>	Xisto	Xisto	Xisto
<b>Indicadores de severidade (setembro 2012)</b>	Moderada – alta	Moderada	-
<b>Cobertura vegetação</b>	Pinheiros (7 anos)/ ( <i>Pterospartum tridentatum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica umbellata</i> )	Pinheiros (15 anos)/ ( <i>Pterospartum tridentatum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica umbellata</i> )	Pinheiros (>30 anos)/ ( <i>Pterospartum tridentatum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica umbellata</i> )

Os solos são, predominantemente, Cambisol húmico e Umbrisol epilético, e, em menor extensão, Leptosol úmbrico, dependendo da profundidade.



## 2.5. Material e métodos

### 2.5.1. Desenho experimental

A recolha de amostras de solo foi realizada em duas campanhas de amostragem (Maio de 2013, Setembro de 2013) durante o primeiro ano de monitorização (Outubro de 2012 a Setembro de 2013). Em cada campanha foram recolhidas 6 amostras de cada encosta, incluindo as encostas da zona de controlo. Em cada encosta, recolheram-se 3 amostras correspondentes a solo sem vegetação e outras 3 em solo próximo à espécie *Pterospartum Tridentatum*. Os dois tipos de amostra foram recolhidos na base, a meio e no topo de cada encosta a distâncias aproximadamente constantes. Nestas duas campanhas, as amostras correspondem à profundidade 0-5 cm do horizonte A.

Após a recolha, as amostras foram transportadas para laboratório e imediatamente secas ao ar e peneiradas (<2 mm), guardando-se para análise posterior.

Neste trabalho, o estudo das perdas de nutrientes por escorrência corresponde ao segundo período de monitorização (Outubro de 2013 a Agosto de 2014). Em cada uma das encostas selecionadas, têm-se 3 pares de microparcels de aproximadamente 0,25 m<sup>2</sup>, que foram instalados um mês após o incêndio (Outubro de 2012), estando estas dispostas desde a base até ao topo da encosta a distâncias aproximadamente constantes e com declives semelhantes entre si (Figura 4a). Na zona “Controlo”, foram colocados 2 pares de microparcels respeitando as mesmas condições. Cada par apresenta uma microparcela com vegetação (*Pterospartum Tridentatum*) (Figura 4b) e outra sem vegetação (Figura 4c).

As microparcels encontram-se ligadas por mangueiras a tanques de armazenamento, cuja capacidade varia entre 30 l e 60 l. Nestes tanques, a água de escorrência superficial fica retida. A recolha de amostras de escorrência foi realizada em intervalos de 1 ou 2 semanas, durante o período de monitorização. As amostras foram recolhidas quando se tinha mais de 0,5 l de água retida nos tanques. Foram utilizadas garrafas de 0,5 l de polietileno, previamente lavadas com ácido clorídrico (pH<2) e água bidestilada, para a recolha de amostras. Estas amostras foram colocadas em arcas térmicas e encaminhadas para laboratório, ficando armazenadas a 4 °C.





Figura 4 – Disposição das microparcelas numa das encostas (encosta D3) (a) e aspeto das microparcelas com vegetação (b) e sem vegetação (c).

A precipitação total e a intensidade foram monitorizadas através de pluviómetros, tendo-se 7 pluviómetros totalizadores e 5 automáticos, dispostos nas zonas de estudo.

No segundo período de monitorização, foi analisada a evolução do coberto das parcelas definidas inicialmente como sem vegetação, nas três zonas de estudo, em quatro datas: 6 de novembro (2013), 22 de janeiro, 3 de abril e 25 de junho (2014). Consideraram-se cinco componentes: solo nu, cinzas, pedras, “litter” e vegetação. A percentagem de cada componente obteve-se com base nas fotografias de cada parcela. Nas fotografias, aplicou-se uma grelha com 100 quadrados e, para cada quadrado, determinou-se qual das componentes estava presente, obtendo-se no final a percentagem de cada uma.

### 2.5.2. Análise de amostras de solo

Foram analisadas 108 amostras de solo correspondentes ao primeiro ano após incêndio. Os parâmetros analisados em laboratório foram o fósforo, na forma disponível para as plantas, e o azoto de Kjeldahl, nas formas de azoto orgânico e amoniacal. O fósforo foi analisado com base no método de Bray e Kurtz (1945) e o azoto segundo o método de Kjeldahl (Tecator, 1987). Para a caracterização das encostas em termos de textura, foram analisadas 3 amostras do solo mineral (0-5 cm) por encosta com base no método padrão internacional de análise mecânica e classificadas de acordo com os

critérios de USDA. A densidade aparente do solo foi analisada para a profundidade considerada para a textura. Para a determinação do pH do solo, foram recolhidas 3 amostras em cada zona de estudo do horizonte A e analisada de acordo com o método adaptado de Ross (1995).

### **2.5.3. Análise de amostras de escurência**

Durante o segundo período de monitorização, foram recolhidas e analisadas 654 amostras. As amostras de escurência foram analisadas em termos de: azoto total, fósforo total e sólidos suspensos totais (SST). O azoto total (gama de deteção: 0,1 – 5 mg/l N; comprimento de onda: 540 nm) e o fósforo total (gama de deteção: 0,01 – 1 mg/l PO<sub>4</sub>-P e 0,5 – 5 mg/l PO<sub>4</sub>-P; comprimento de onda: 720 nm) foram determinados de acordo com protocolos baseados nos métodos mais recentes aprovados pela ISO (FOSS, 2008a, 2008b) e com recurso a um sistema de análise por injeção em fluxo da FOSS (FIAstar 5000 Analyser). A determinação de SST foi levada a cabo de acordo com o método 2540 D – Sólidos Suspensos Totais (American Public Health Association (APHA), 1999)

A quantidade de nutrientes mobilizados é calculada através da seguinte expressão:

$$m_i \left( \frac{\text{mg}}{\text{m}^2} \right) = \frac{C_i \left( \frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) \times E(\text{l})}{A_{\text{microparcela}} (\text{m}^2)},$$

em que  $m_i$  e  $C_i$  correspondem à massa mobilizada por unidade de área e à concentração de nutrientes e de sedimentos, respetivamente;  $E$  diz respeito ao volume de água de escurência recolhido entre amostragens e  $A_{\text{microparcela}}$  à área das microparcelas.

### **2.5.4. Análise estatística**

No presente trabalho, para cada variável em estudo, têm-se amostras de pequenas e diferentes dimensões ( $N < 30$ ). Como tal, aplicaram-se testes não

paramétricos, uma vez que estes, nesta situação, podem ser mais potentes (Maroco, 2007).

Na comparação entre dois grupos de dados, utilizou-se o teste Mann-Whitney U ( $\alpha < 0,05$ ). O teste Kruskal-Wallis (ou teste ANOVA em ordens Kruskal-Wallis) ( $\alpha < 0,05$ ) foi aplicado quando se tinha três grupos de dados para comparação. A seguir a este último teste, quando se obtinham diferenças significativas entre grupos, aplicou-se o método de Tukey e de Dunn para comparação dos grupos em pares. O método de Tukey aplicou-se quando os grupos apresentavam iguais dimensões e o método de Dunn aplicou-se quando esta condição não se verificava.

Para conhecer a correlação entre duas variáveis, utilizou-se a Correlação de Spearman,  $r_s$ , ( $\alpha < 0,05$ ). Tem-se uma correlação positiva entre duas variáveis quando  $r_s > 0$  e uma correlação negativa quando  $r_s < 0$ . Para  $r_s = 0$  não se tem uma relação entre as variáveis, são independentes. Apresenta-se de seguida a “força” da correlação entre variáveis quando  $r_s \neq 0$  (Weir, 2013):

- $0,00 < |r_s| \leq 0,19$  – muito fraca
- $0,20 \leq |r_s| \leq 0,39$  – fraca
- $0,40 \leq |r_s| \leq 0,59$  – moderada
- $0,60 \leq |r_s| \leq 0,79$  – forte
- $0,80 \leq |r_s| \leq 1,00$  – muito forte

## 2.6. Resultados

### 2.6.1. Amostras de solo

#### 2.6.1.1. Nutrientes no solo

Na Figura 5 apresentam-se as concentrações de azoto (na forma orgânica e amoniacal) e de fósforo (na forma de ortofosfato) presentes no solo nas diferentes zonas de estudo, em termos globais, obtidas nas duas amostragens realizadas no primeiro ano após incêndio.

A concentração de azoto no solo é superior à de fósforo em duas ordens de grandeza em todas as zonas. Verifica-se que entre a amostragem de maio e de setembro há diminuição das concentrações de azoto e de fósforo em todas as zonas, à exceção da concentração de fósforo na zona “Controlo”, onde houve um aumento. Estas diferenças detetadas são estatisticamente significativas (teste de Mann-Whitney U:  $p < 0,05$ ).

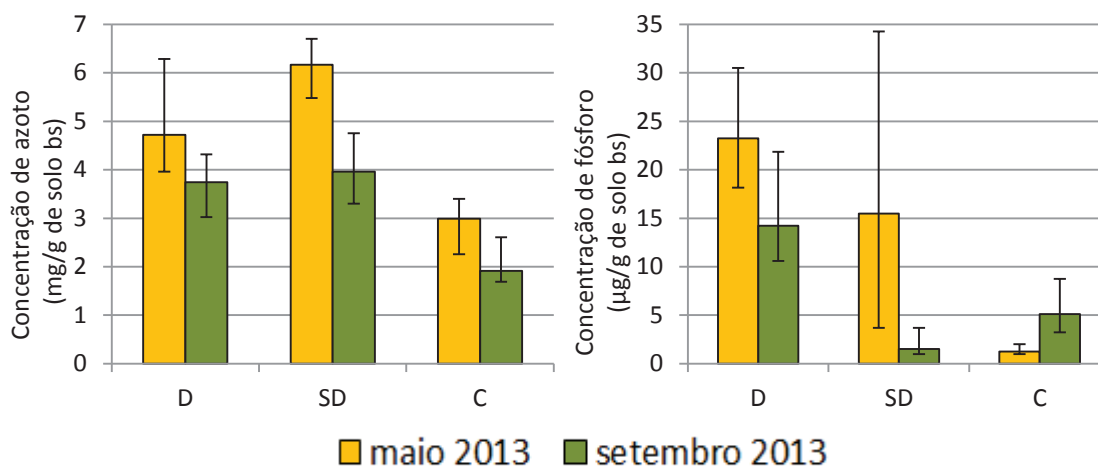


Figura 5 - Concentração de azoto e fósforo no solo nas diferentes zonas de estudo nas duas amostragens realizadas (0–5 cm: g/kg solo bs – maio e setembro 2013). (D – Degradada; SD – Semidegradada; C – Controlo; n=18) (Os resultados apresentam-se em mediana e interquartil 75-25).

Em maio de 2013, a mediana da concentração de azoto na zona “Degradada” é de 4,7 mg/g de solo bs, na zona “Semidegradada” é de 6,2 mg/g de solo bs e na zona “Controlo” é de 3,0 mg/g de solo bs. Cinco meses mais tarde, a mediana da concentração de azoto na zona “Degradada” é de 3,7 mg/g de solo bs, na zona “Semidegradada” é de 4,0 mg/g de solo bs e na zona “Controlo” é de 1,9 mg/g de solo bs. Em ambas as campanhas existem diferenças estatisticamente significativas entre as zonas de estudo (teste Kruskal-Wallis:  $p < 0,05$ ). Da comparação entre pares de zonas obteve-se que as zonas “Degradada” e “Semidegradada” não diferem significativamente entre si.

(teste Tukey:  $p>0,05$ ), enquanto as diferenças entre cada uma destas zonas e a zona “Controlo” são significativas (teste Tukey:  $p<0,05$ ).

Quanto à concentração de fósforo, na primeira amostragem, a mediana na zona “Degradada” é de 23,2  $\mu\text{g/g}$  de solo bs, na zona “Semidegradada” é de 15,5  $\mu\text{g/g}$  de solo bs e na zona Controlo é de 1,2  $\mu\text{g/g}$  de solo bs. Na segunda amostragem, a mediana na zona “Degradada” é de 14,2  $\mu\text{g/g}$  de solo bs, na zona “Semidegradada” é de 1,5  $\mu\text{g/g}$  de solo bs e na zona “Controlo” é de 5,1  $\mu\text{g/g}$  de solo bs. Também se verifica que em ambas as amostragens existem diferenças estatisticamente significativas entre as zonas (teste Kruskal-Wallis:  $p<0,05$ ). Na primeira amostragem, as zonas “Degradada” e “Semidegradada” não diferem significativamente entre si (teste Tukey:  $p>0,05$ ), apresentando cada uma das zonas concentrações de fósforo significativamente superiores às da zona “Controlo” (teste Tukey:  $p<0,05$ ). Na segunda amostragem, a concentração de fósforo na zona “Degradada” é significativamente superior à da zona “Semidegradada” (teste Tukey:  $p<0,05$ ), enquanto esta última não difere significativamente da zona “Controlo” (teste Tukey:  $p>0,05$ ).

Conhecendo as concentrações de azoto e de fósforo nas diferentes zonas de estudo, interessa também saber se existem diferenças entre os pontos junto a vegetação (*Pterospartum Tridentatum*) e os pontos em solo sem vegetação, sendo estes resultados apresentados na Figura 6.

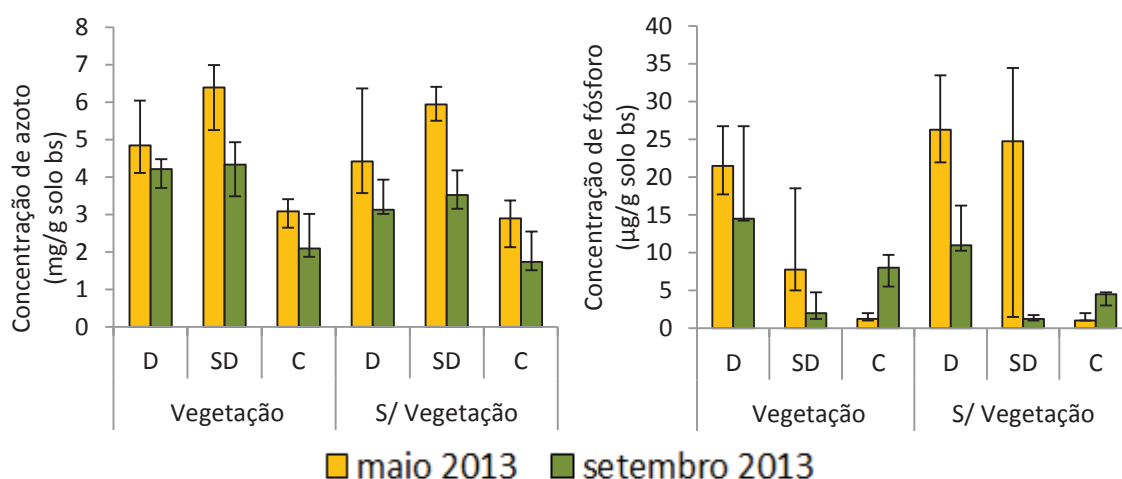


Figura 6 – Concentração de azoto e de fósforo no solo em pontos junto a vegetação e sem vegetação (0–5 cm: g/kg solo bs – maio e setembro 2013). (D – “Degradada”; SD – “Semidegradada”; C – “Controlo”;  $n=9$ ) (Os resultados apresentam-se em mediana e interquartil 75-25)

Em todas as zonas de estudo e em ambas as amostragens realizadas, as diferenças em termos de concentração de azoto e de fósforo entre pontos junto a

vegetação e sem vegetação não são significativamente diferentes (teste de Mann-Whitney U:  $p > 0,05$ ).

## 2.6.2. Amostras de escorrência

### 2.6.2.1. Valores globais de mobilização de nutrientes, de escorrência e de coeficiente de escorrência

Na Figura 7 apresentam-se os dados globais de mobilização de azoto total e de fósforo total e de escorrência e coeficiente de escorrência por parcela, para as três zonas de estudo, obtidos durante o segundo período de monitorização (outubro de 2013 a agosto de 2014).

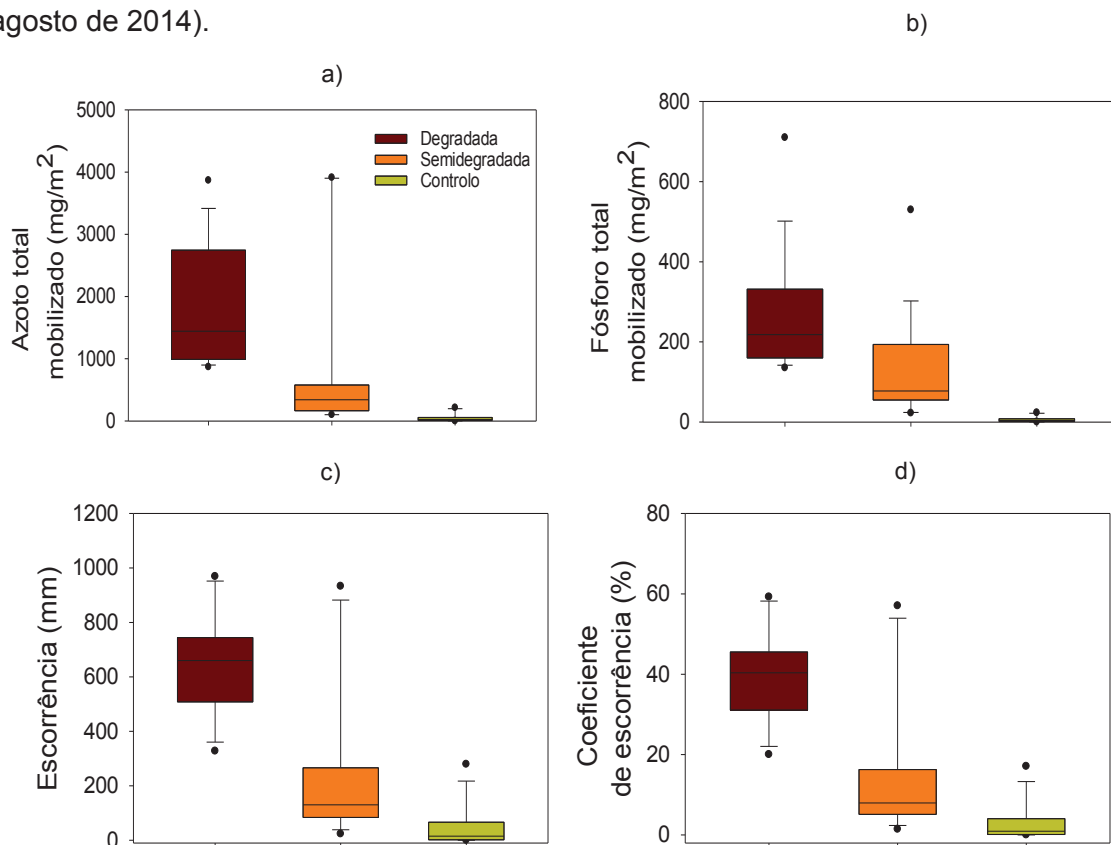


Figura 7 – Diagramas de caixa com os valores globais de mobilização de azoto total (a) e de fósforo total (b), de escorrência (c) e de coeficiente de escorrência (d), por parcela. (Degradada:  $n=18$ ; Semidegradada:  $n=18$ ; Controlo:  $n=12$ )

As perdas de azoto total são superiores às de fósforo total em 1 ordem de grandeza.

Existem diferenças estatisticamente significativas entre as zonas de estudo em relação à mobilização de nutrientes, à formação de escorrência e ao coeficiente de escorrência (teste Kruskal-Wallis:  $p < 0,05$ ). Considerando todos estes parâmetros, tem-se que a zona “Degradada” apresenta resultados significativamente superiores aos da zona “Semidegradada” (teste Dunn:  $p < 0,05$ ) e os resultados desta zona, por sua vez, são significativamente superiores aos da zona “Controlo” (teste Dunn:  $p < 0,05$ ).

Na zona “Degradada”, a mediana de perdas de azoto total é de  $1443 \text{ mg/m}^2$ , a da zona “Semidegradada” é de  $341 \text{ mg/m}^2$  e a da zona “Controlo” é de  $25,7 \text{ mg/m}^2$ . No caso do fósforo total, a mediana da zona “Degradada” é de  $218 \text{ mg/m}^2$ , a da zona “Semidegradada” é de  $77,5 \text{ mg/m}^2$  e a da zona de “Controlo” é de  $3,8 \text{ mg/m}^2$ .

A zona “Degradada” apresenta maior volume de escorrência por parcela, com mediana de 660 mm, seguida da zona “Semidegradada”, com mediana de 130 mm, e, por último, da zona “Controlo”, com mediana de 15,2 mm. Para o coeficiente de escorrência, a zona “Degradada” apresenta mediana de 40,4 %, a zona “Semidegradada” de 8,0 %, e a zona “Controlo” de 0,9 %.

#### *2.6.2.2. Variação temporal da concentração de nutrientes nas amostras de escorrência*

Na Figura 8 apresenta-se a variação temporal das concentrações de azoto total e de fósforo total nas três zonas de estudo.

Ao longo de todo o período de monitorização, a concentração de azoto total é superior à de fósforo total. As concentrações de azoto total e de fósforo total variam de modo muito similar ao longo do tempo, tendo-se uma correlação positiva muito forte na zona “Degradada” (Spearman:  $r_s = 0,912$ ,  $p < 0,05$ ) e na zona “Controlo” (Spearman:  $r_s = 0,857$ ,  $p < 0,05$ ), e uma correlação forte na zona “Semidegradada” (Spearman:  $r_s = 0,727$ ,  $p < 0,05$ ). Para ambos os nutrientes, não se verifica uma tendência estatisticamente significativa das concentrações em todas as zonas de estudo, ao longo do tempo (Spearman:  $|r_s| < 0,4$ ,  $p > 0,05$ ).

Existem diferenças estatisticamente significativas entre as zonas de estudo ao longo do tempo (teste Kruskal-Wallis:  $p < 0,05$ ). A zona “Semidegradada” não é significativamente superior à zona “Degradada” (teste Dunn:  $p > 0,05$ ), enquanto cada uma



destas zonas difere significativamente da zona “Controlo” (teste Dunn:  $p < 0,05$ ), sendo superiores a esta última.

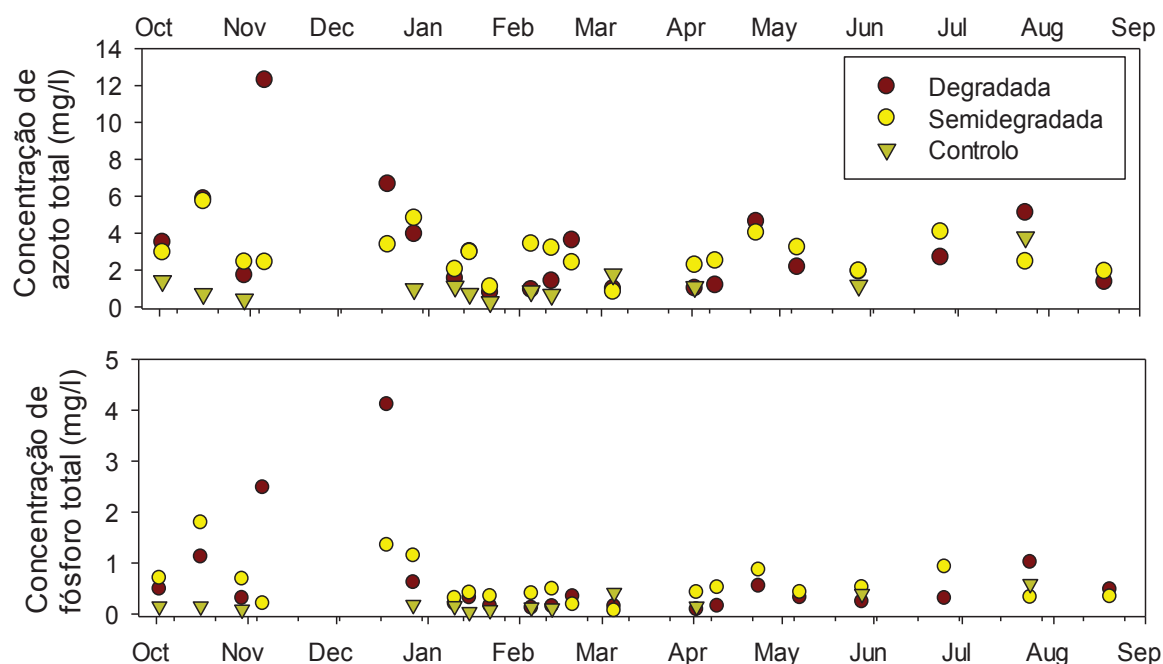


Figura 8 - Concentração de azoto total e de fósforo total nas amostras ao longo do período de monitorização. (os resultados apresentados são mediana; "Degradada":  $n=18$ ; "Semidegradada":  $n=18$ ; "Controlo":  $n=12$ )

No caso do azoto total, verifica-se que é na zona “Degradada” que se atingem os maiores picos de concentração (6 de novembro e 18 de dezembro). Nesta mesma zona, a mediana das concentrações varia entre 12,3 mg/l e 0,8 mg/l, na zona “Semidegradada” varia entre 5,7 mg/l e 0,8 mg/l e, por fim, na zona “Controlo” varia entre 3,8 mg/l e 0,2 mg/l.

Quanto ao fósforo total, à semelhança do azoto total, é na zona “Degradada” que se atingem os maiores picos de concentração (6 de novembro e 18 de dezembro). A mediana das concentrações varia entre 4,1 mg/l e 0,09 mg/l na zona “Degradada”, na “Semidegradada” a variação é entre 1,8 mg/l e 0,07 mg/l, e na “Controlo” varia entre 0,6 mg/l e 0,04 mg/l.



### 2.6.2.3. Variação temporal da mobilização de nutrientes

Na Figura 9 apresenta-se a variação temporal da mobilização de azoto total e de fósforo total, ao longo do período de monitorização, nas três zonas de estudo.

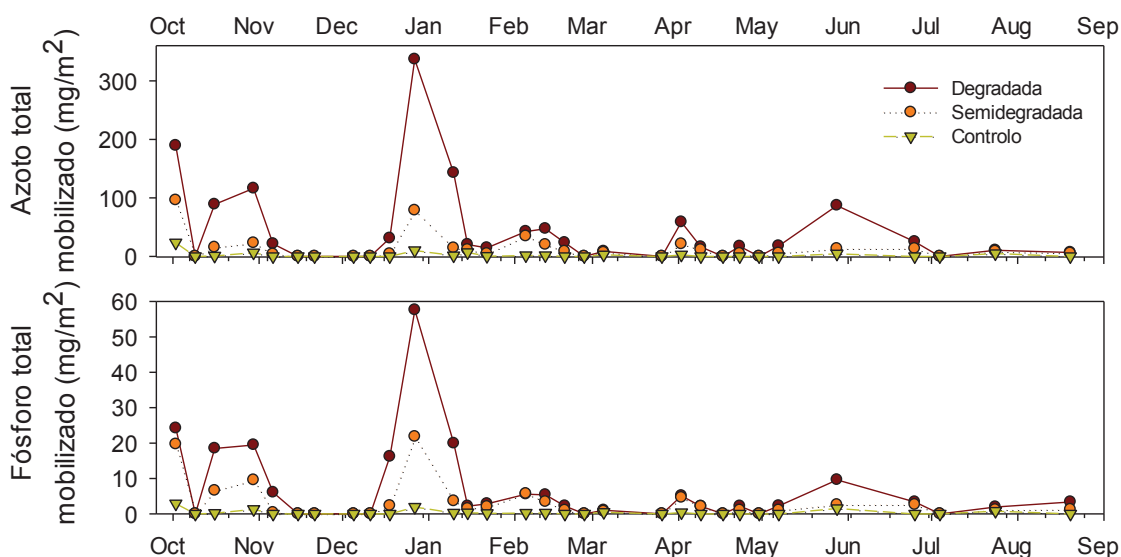


Figura 9- Variação temporal da mobilização de azoto total e de fósforo total. (Os resultados são apresentados em mediana).

Os nutrientes apresentam um comportamento muito semelhante entre si ao longo de todo o período de monitorização, em todas as zonas de estudo.

As perdas de azoto total são superiores às do fósforo total em todas as zonas de estudo (teste Mann-Whitney U:  $p < 0,05$ ). As perdas nas zonas são significativamente diferentes entre si (teste Kruskal-Wallis:  $p < 0,05$ ). A zona “Degradada” é onde se têm maiores perdas de nutrientes, seguida da zona “Semidegradada” e, por fim, da zona “Controlo”.

Cerca de 48 % das perdas do azoto total na zona “Degradada” ocorreram nos meses de inverno, sendo atingido neste período o maior pico de perda de azoto total (27 de dezembro), cujo valor é de 337 mg/m<sup>2</sup>. Este pico corresponde a 25 % do total das perdas registadas em todo o período de monitorização, na zona “Degradada”. O mês de outubro também apresenta perdas relativamente expressivas nesta zona. Quanto à zona “Semidegradada”, as maiores perdas registaram-se nos meses de inverno (cerca de 44%), sendo que o maior pico (96 mg/m<sup>2</sup>) foi atingido em outubro (2 de outubro)

(corresponde a 24 % das perdas totais registadas na zona). A zona “Controlo” apresentou perdas muitíssimo mais baixas do que as restantes zonas, tendo-se registado maiores perdas no mês de outubro, dezembro e janeiro.

Na zona “Degradada”, à semelhança do azoto total, o fósforo total apresenta maiores perdas nos meses de inverno (cerca de 46 %), atingindo neste período o maior pico de exportação (27 de dezembro), cujo valor é de 58 mg/m<sup>2</sup>. Este pico de exportação representa 27 % do total das perdas registadas em todo o período de monitorização, na zona “Degradada”. No mês de outubro também se registaram grandes perdas, tendo em consideração o restante período de monitorização. Na zona “Semidegradada”, a mobilização de fósforo total foi maior no período de inverno (cerca de 42 %). O maior pico de perda foi de 22 mg/m<sup>2</sup>, representando 23 % das perdas totais. No mês de outubro também ocorreram perdas relativamente elevadas. Tal como sucede no caso do azoto total, a zona “Controlo” também apresentou perdas de fósforo total mais baixas do que as restantes zonas, tendo-se registado maiores perdas no mês de outubro e dezembro.

#### *2.6.2.4. Variação temporal dos fatores que influenciam a mobilização de nutrientes*

Sabendo como a mobilização de nutrientes varia ao longo do tempo, interessa conhecer quais os fatores que justificam tal evolução temporal.

Na Figura 10 é apresentada a variação temporal da precipitação, da intensidade máxima de precipitação em 30 minutos, da escorrência, do coeficiente de escorrência e da perda de sedimentos.

A precipitação total registada no segundo período de monitorização (2 de Outubro de 2013 a 20 de Agosto de 2014) foi de 1632 mm, sendo superior à média anual relativa à estação udométrica mais próxima em cerca de 60 % (Calde; SNIRH, 2014).

Mais de metade da precipitação registada (58 %) correspondeu aos meses de inverno (22 de dezembro – 21 de março), seguida dos meses de outono (22 de setembro – 21 de dezembro) (24 %). Os três maiores eventos de precipitação ocorreram em outubro, dezembro e janeiro, com 176 mm, 207 mm e 223 mm, respetivamente. Em termos de intensidade máxima em 30 minutos, os maiores valores registados foram 28,1 mm/h, 28,2 mm/h (outubro) e 29,1 mm/h (dezembro).

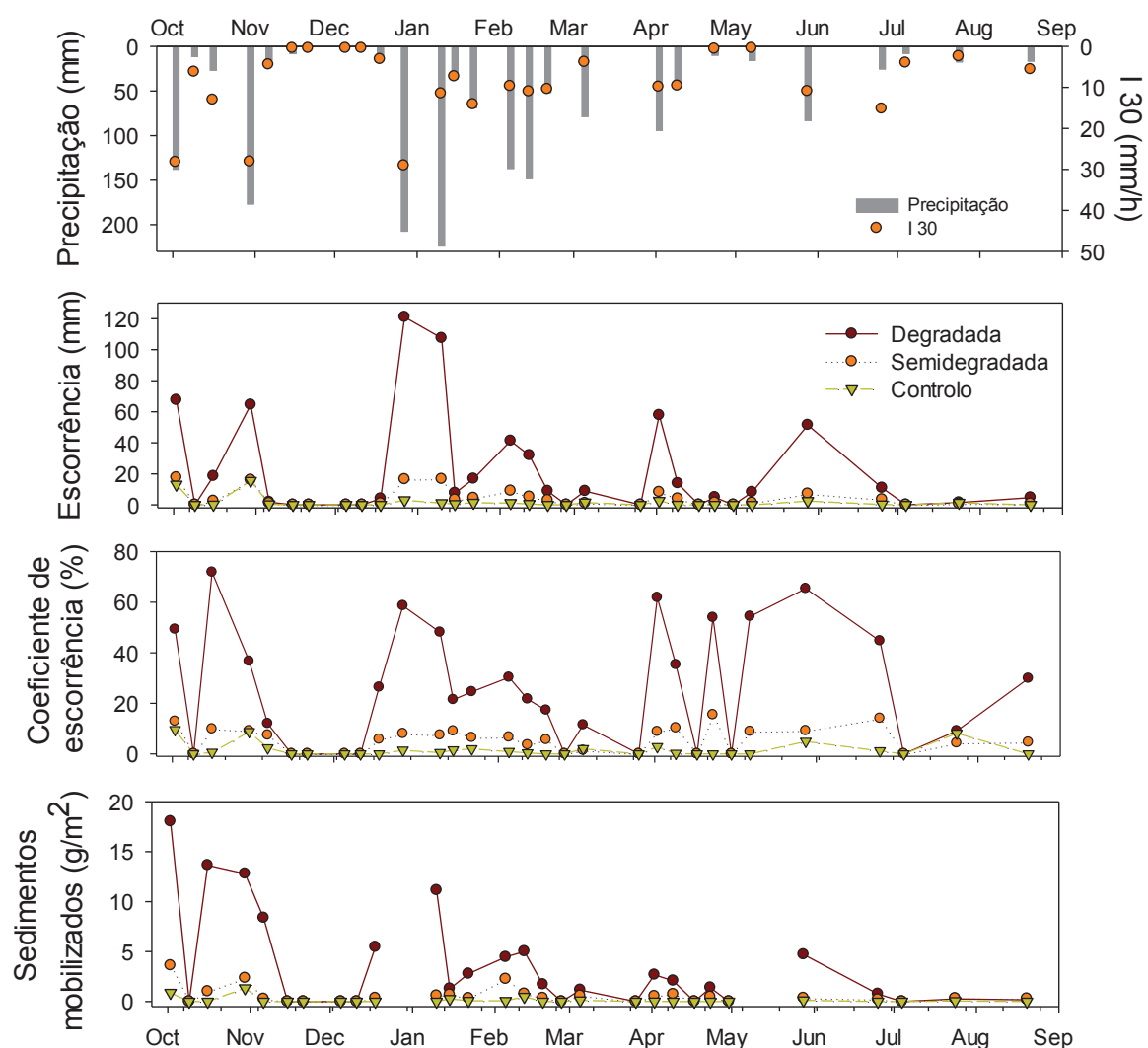


Figura 10 - Variação temporal da precipitação e intensidade máxima de precipitação em 30 minutos, da escorrência, do coeficiente de escorrência e de sedimentos mobilizados (os resultados de escorrência, de coeficiente de escorrência e de sedimentos são apresentados em mediana; não há dados de mobilização de sedimentos dos eventos de 27 de dezembro e de 7 de maio)

De um modo geral, os eventos de precipitação mais fortes e intensos conduzem à formação de um maior volume de escorrência e a uma maior mobilização de sedimentos e de nutrientes.

Tal como se verificou na mobilização de nutrientes, tem-se maior formação de escorrência, maior coeficiente de escorrência e maior mobilização de sedimentos na zona “Degradada”, seguida da zona “Semidegradada” e, por fim, da zona “Controlo”.

Na zona “Degradada”, a escorrência tem uma correlação muito forte com a precipitação (Spearman:  $r_s=0,901$ ,  $p<0,05$ ) e forte com a intensidade (Spearman:

$r_s=0,799$ ,  $p<0,05$ ). Nesta mesma zona, a correlação entre a perda de azoto total e os processos hidrológicos é forte (Spearman:  $r_s=0,648$  (precipitação),  $r_s=0,701$  (intensidade),  $r_s=0,787$  (escorrência),  $p<0,05$ ). Relativamente à perda de fósforo total, a correlação com a precipitação é moderada (Spearman:  $r_s=0,494$ ,  $p<0,05$ ) e com a intensidade e a escorrência é forte (Spearman:  $r_s=0,656$  (intensidade),  $r_s=0,642$  (escorrência),  $p<0,05$ ). Ao longo do tempo, há uma correlação muito forte entre a perda de sedimentos e a de nutrientes, sendo a correlação com o fósforo total superior (Spearman:  $r_s=0,863$ ,  $p<0,05$ ) à do azoto total (Spearman:  $r_s=0,818$ ,  $p<0,05$ ).

Na zona “Semidegradada”, a escorrência tem uma correlação muito forte com a precipitação (Spearman:  $r_s=0,852$ ,  $p<0,05$ ) e forte com a intensidade (Spearman:  $r_s=0,778$ ,  $p<0,05$ ). A perda de azoto total correlaciona-se fortemente com a precipitação (Spearman:  $r_s=0,788$ ,  $p<0,05$ ), a intensidade (Spearman:  $r_s=0,691$ ,  $p<0,05$ ) e a escorrência (Spearman:  $r_s=0,791$ ,  $p<0,05$ ). Também a perda de fósforo total tem uma correlação forte com a precipitação (Spearman:  $r_s=0,686$ ,  $p<0,05$ ), a intensidade (Spearman:  $r_s=0,766$ ,  $p<0,05$ ) e a escorrência (Spearman:  $r_s=0,775$ ,  $p<0,05$ ). Considerando a perda de sedimentos, a correlação com a perda de nutrientes é menor do que a obtida na zona “Degradada” (Spearman:  $r_s=0,730$  (azoto total),  $r_s=0,675$  (fósforo total),  $p<0,05$ ).

A escorrência tem uma correlação moderada com a precipitação (Spearman:  $r_s=0,594$ ,  $p<0,05$ ) e uma correlação que não é significativa com a intensidade (Spearman:  $r_s=0,368$ ,  $p>0,05$ ), na zona “Controlo”. Nesta mesma zona, entre a perda de nutrientes e a precipitação e a intensidade não existe uma correlação significativa (Spearman:  $r_s<0,275$ ,  $p>0,05$ ). No entanto, existe uma correlação moderada entre a escorrência e a perda de azoto total (Spearman:  $r_s=0,566$ ,  $p<0,05$ ) e uma correlação forte entre a escorrência e a perda de fósforo total (Spearman:  $r_s=0,742$ ,  $p<0,05$ ). A perda de sedimentos apresenta uma correlação forte com a perda de azoto total (Spearman:  $r_s=0,636$ ,  $p<0,05$ ) e uma correlação moderada com a perda de fósforo total (Spearman:  $r_s=0,566$ ,  $p<0,05$ ).

Quanto ao coeficiente de escorrência, considerando as três zonas de estudo, este parâmetro não apresenta correlações significativas com a precipitação (Spearman:  $r_s<0,362$ ,  $p>0,05$ ) e com a intensidade (Spearman:  $|r_s|<0,210$ ,  $p>0,05$ ). Tais resultados são mais evidentes no período compreendido entre abril e agosto, uma vez que se têm elevados valores de coeficiente de escorrência aquando de eventos de precipitação relativamente mais fracos.

### 2.6.2.5. Variabilidade da mobilização de nutrientes e da escorrência em função do posicionamento das parcelas nas encostas

Uma vez que as parcelas não se encontram todas dispostas na mesma posição nas encostas, tem interesse estudar se o seu diferente posicionamento influencia os parâmetros analisados neste trabalho.

Na Figura 11 apresenta-se a variação da mobilização de azoto total e de fósforo total, de escorrência e de coeficiente de escorrência, em função da posição das parcelas nas encostas (dados globais).

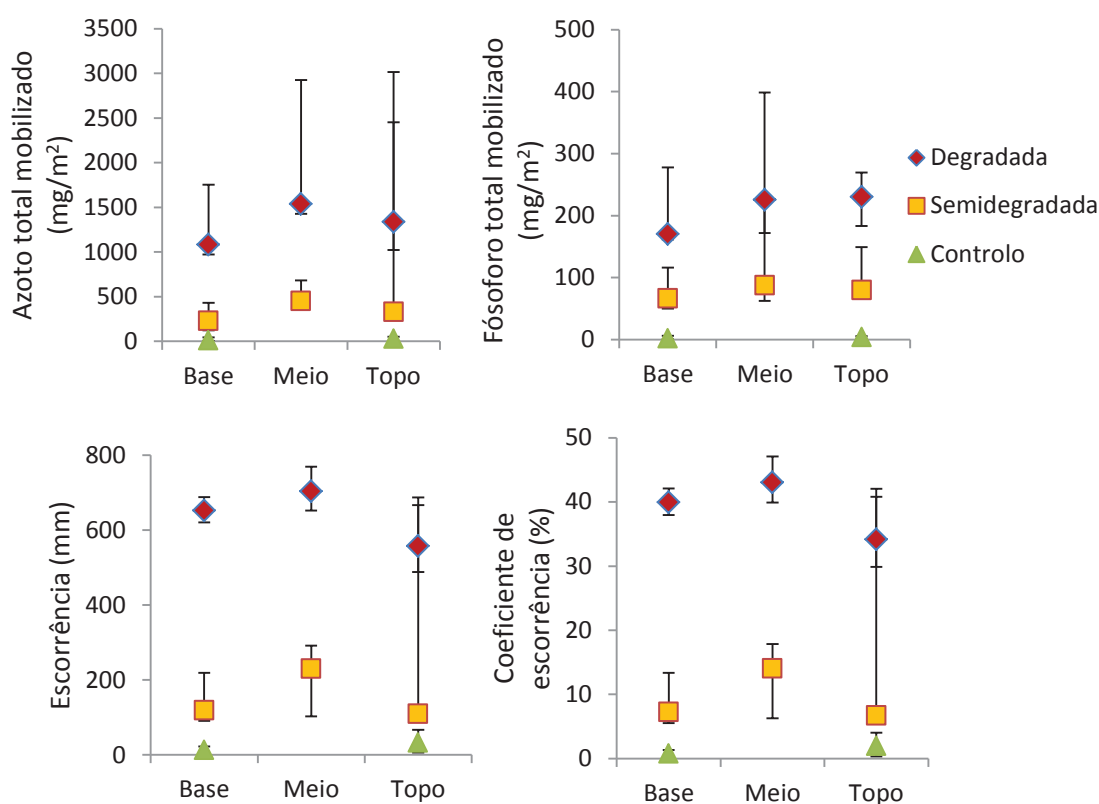


Figura 11 - Variação de azoto total e de fósforo total mobilizado, de escorrência e de coeficiente de escorrência, em função do posicionamento das parcelas nas encostas. (Os resultados apresentados são a mediana e interquartil 75-25) (Degradada: n=6; Semidegradada: n=6; Controlo: n=6)

Tendo em conta os resultados obtidos, as parcelas do meio da encosta não são significativamente superiores às restantes parcelas (teste de Kruskal-Wallis:  $p > 0,05$ ), em ambas as zonas áridas, quanto à mobilização de nutrientes e à escorrência. Na zona “Controlo”, as parcelas de topo não são significativamente superiores às da base relativamente aos parâmetros em análise (teste de Mann-Whitney U:  $p > 0,05$ ).

### 2.6.2.6. Influência da vegetação na mobilização de nutrientes e na escorrência

Após conhecer-se os dados globais de mobilização de nutrientes e de sedimentos e de formação de escorrência, assim como a respetiva variação temporal, interessa estudar se existem diferenças entre parcelas com e sem vegetação.

Na Figura 12, tem-se a comparação entre as parcelas com e sem vegetação relativamente aos seguintes parâmetros: mobilização de azoto total e de fósforo total, escorrência e coeficiente de escorrência (dados globais).

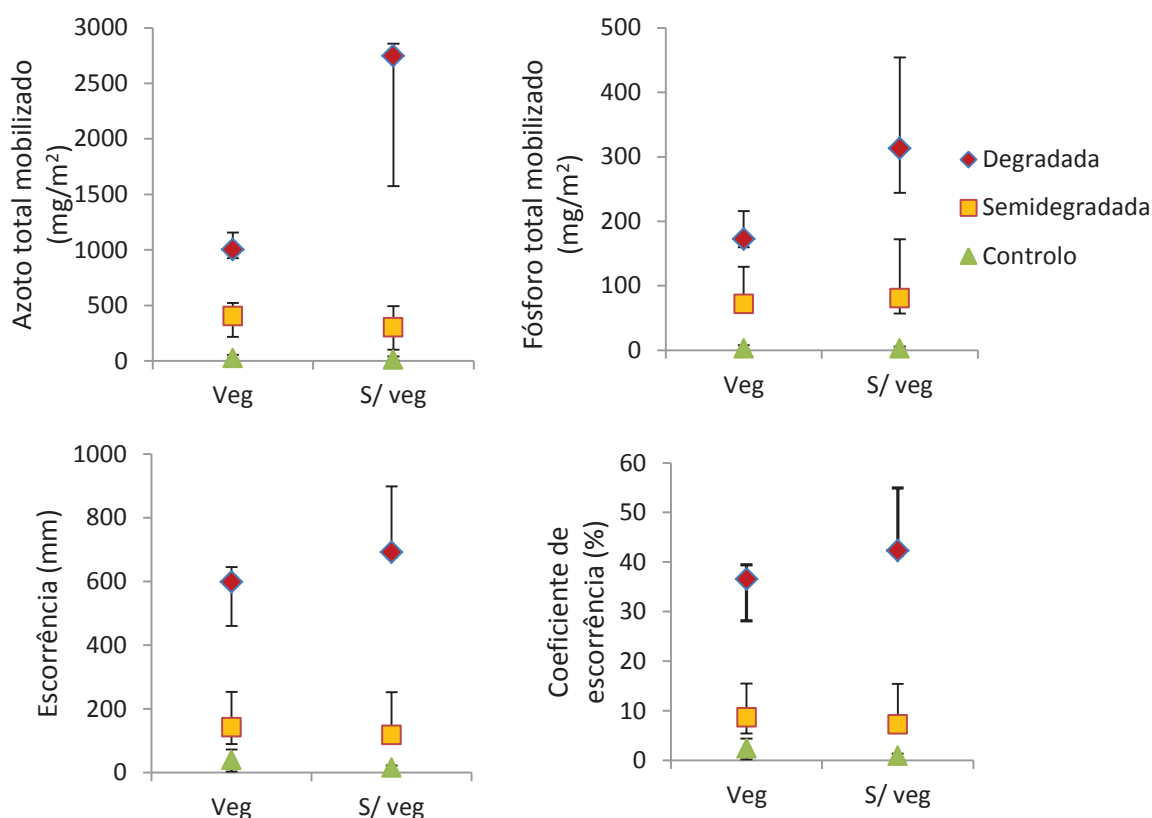


Figura 12 - Comparação entre parcelas com e sem vegetação nas diferentes zonas de estudo, relativamente ao azoto total e fósforo total mobilizados, escorrência e coeficiente de escorrência. (Os resultados são apresentados em mediana e interquartil 75-25) (Degradada: n=9; Semidegradada: n=9; Controlo: n=6)

Na zona “Degradada”, têm-se diferenças estatisticamente significativas entre as parcelas com e sem vegetação, considerando todos os parâmetros apresentados (teste de Mann-Whitney U:  $p < 0,05$ ). Nesta zona, no caso do azoto total e do fósforo total, as diferenças entre parcelas sem e com vegetação são de 174 % e 76%, respetivamente. As parcelas sem vegetação apresentaram cerca de 15 % mais de escorrência e de coeficiente de escorrência do que as parcelas com vegetação.

Nas zonas “Semidegradada” e “Controlo”, as parcelas com vegetação são ligeiramente superiores às sem vegetação relativamente aos parâmetros em análise, embora as diferenças não sejam estatisticamente significativas (teste de Mann-Whitney U:  $p > 0,05$ ).

#### 2.6.2.7. *Evolução do coberto nas parcelas sem vegetação e influência na mobilização de nutrientes, escurência e de mobilização de sedimentos*

Na Figura 13 apresenta-se a evolução da percentagem de coberto, nas três zonas de estudo, no segundo ano após incêndio, considerando as componentes vegetação, pedras e “litter”.

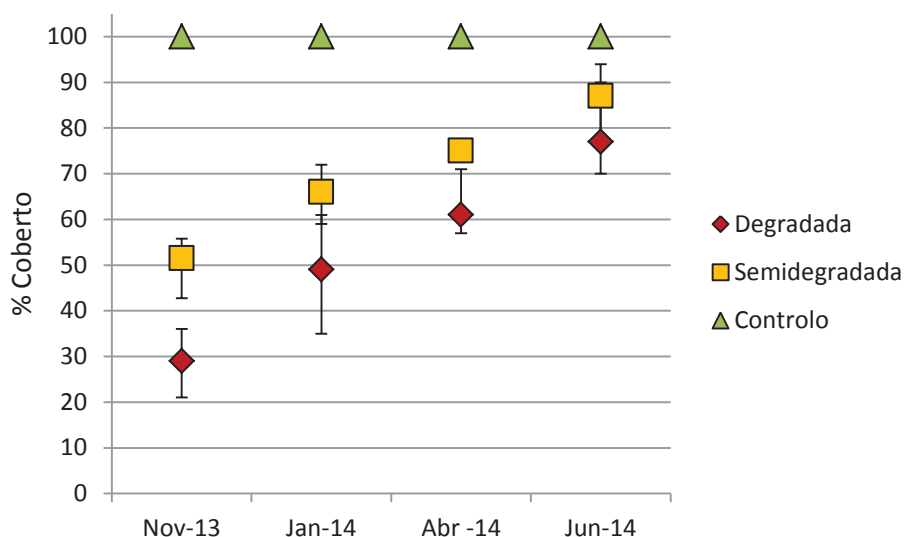


Figura 13 - Evolução da percentagem de coberto nas parcelas sem vegetação durante o segundo período de monitorização, nas três zonas de estudo. (os resultados são apresentados em mediana e interquartil 75-25;  $n=9$ ).

Pelo facto de o coberto na zona “Controlo” se manter constante, focar-se-á a análise da evolução do coberto nas zonas ardidas, pois é onde ocorrem maiores mudanças.

Em ambas as zonas ardidas, a percentagem de coberto aumenta, sendo superior na zona “Semidegradada” em todo o período considerado. A percentagem de coberto aumenta devido, principalmente, à recuperação de vegetação. No final do período de análise, a vegetação correspondia a cerca de 40-50 % do coberto na zona “Degradada” e



a 40-70 % na zona “Semidegradada”. A componente de “litter” na zona “Degradada” ronda os 0 %, enquanto na zona “Semidegradada” representa, em média, 30-40 % do coberto, enquanto essa componente de “litter” na zona “Semidegradada” corresponde a caruma maioritariamente (Figura 14).



Figura 14 - Comparação do coberto entre parcelas sem vegetação na zona "Degradada" (à esquerda) e na zona "Semidegradada" (à direita). (Data:18 de dezembro de 2013).

Pretende-se agora verificar até que ponto o aumento da percentagem de coberto ao longo do tempo influencia a mobilização de nutrientes e a escorrência.

Na Figura 15 apresenta-se a evolução da mobilização do azoto total e do fósforo total, da escorrência, considerando a precipitação, em função da percentagem de coberto nas parcelas sem vegetação, nas zonas ardidas.



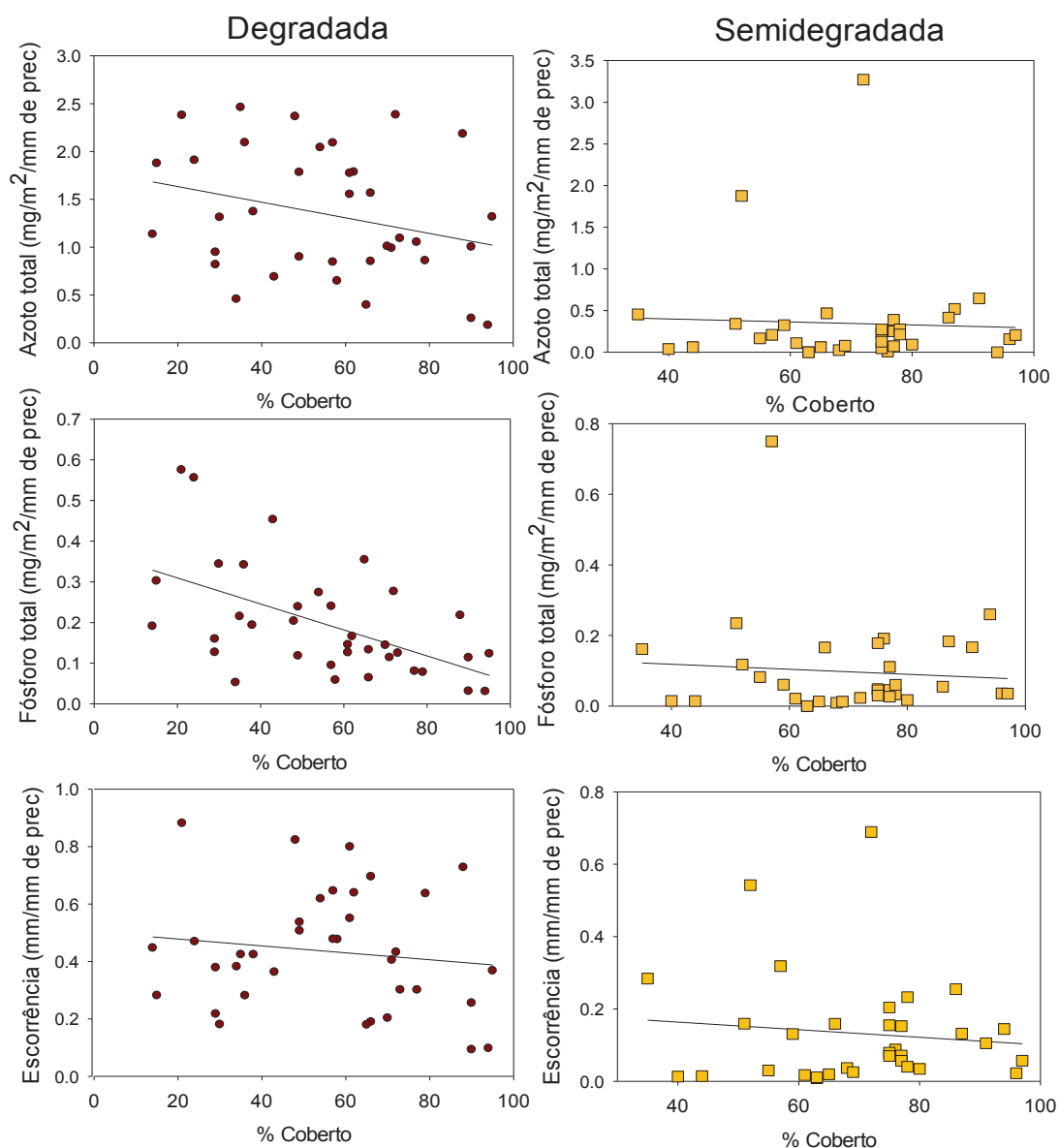


Figura 15 - Evolução da mobilização de azoto total e fósforo total, de escorrência, considerando a precipitação, nas zonas afetadas por incêndio, em função da percentagem de coberto. (o período de monitorização foi dividido em 4 intervalos, considerando-se que os dados de percentagem de coberto para cada intervalo são constantes. Para cada intervalo, obtiveram-se os resultados globais de cada parâmetro em relação à precipitação; n=36)

Com base nos resultados obtidos, é possível constatar que o aumento da percentagem de coberto na zona “Degradada” tem maior impacto na evolução dos parâmetros em análise, comparativamente com a zona “Semidegradada”.

Na zona “Degradada”, entre a percentagem de coberto e os parâmetros analisados, tem-se uma correlação negativa e significativa no caso do fósforo total (Spearman:  $r_s = -0,543$ ,  $p < 0,05$ ), sendo também negativa relativamente ao azoto total

(Spearman:  $r_s = -0,249$ ,  $p > 0,05$ ) e à escorrência (Spearman:  $r_s = -0,149$ ,  $p > 0,05$ ), embora estas relações não sejam significativas.

Na zona “Semidegradada”, não se observa uma correlação significativa entre a percentagem de coberto e os parâmetros em análise (Spearman:  $-0,083 < r_s < 0,139$ ,  $p > 0,05$ ).

De um modo geral, há uma ligeira diminuição de perdas de nutrientes e de formação de escorrência à medida que aumenta a percentagem de coberto na zona “Degradada”, enquanto na zona “Semidegradada” os parâmetros mantêm-se relativamente estáveis a par do aumento de coberto.

## 2.7. Discussão

Os incêndios são considerados a maior ameaça à sustentabilidade dos ecossistemas florestais, particularmente no Mediterrâneo, devido aos efeitos na sua produtividade a curto e médio prazo e à erosão a que os solos ficam sujeitos (Esteves et al., 2012). A perda de solo torna-se relevante quando acompanhada pela perda de matéria orgânica e de nutrientes, as quais podem ser significativas aquando da ocorrência de fogos repetidos (Esteves et al., 2012).

A vegetação assume um papel importante enquanto camada protetora do solo, sendo um fator chave na diminuição da produção de escorrência e de erosão (Prats et al., 2012). Como tal, é importante conhecer o teor e a distribuição espacial dos nutrientes no solo, já que estes poderão constituir um fator limitante na recuperação de vegetação nas zonas afetadas por incêndios (Caon, 2014). O azoto e o fósforo são os nutrientes mais afetados por incêndios, no geral (Ferran, et al., 2005).

No presente trabalho, estudaram-se as concentrações de azoto (azoto orgânico e amoniacal) e de fósforo (ortofosfato) no solo mineral (0-5 cm) em três zonas com diferente histórico de incêndio, com o objetivo de verificar se existiam diferenças significativas entre as zonas em estudo.

As concentrações de azoto nos solos da área de estudo são superiores às concentrações de fósforo entre duas a três ordens de grandeza.

Nas zonas ardidas, houve uma redução das concentrações de nutrientes entre as duas campanhas, sendo a redução mais expressiva na zona “Semidegradada” em relação ao fósforo.

A diminuição no teor de azoto (orgânico e amoniacal) verificado poderá dever-se, principalmente, a uma redução de  $\text{NH}_4^+$  ao longo do tempo, tal como indicado por Wan et al. (2001), que referiu que é de esperar que haja uma gradual redução de  $\text{NH}_4^+$  após incêndio. A redução poderá estar relacionada com os seguintes processos: a imobilização microbiana, a nitrificação, a assimilação pelas plantas e a lixiviação (Covington e Sacket, 1992; Debano e Conrad, 1987; Durán et al, 2008).

A maior disponibilidade de fósforo na forma de ortofosfato após incêndio pode ser de relativa curta duração (Certini, 2005), tal como se observou neste trabalho. A diminuição verificada poderá dever-se, principalmente, à ocorrência de adsorção do

ortofosfato por óxidos de ferro, alumínio e manganésio, pelo facto de os solos da área de estudo serem ácidos.

Um outro estudo que analisou amostras de solo em termos de concentração de azoto (orgânico e amoniacal) e de fósforo (ortofosfato) em pinhal (*Pinus pinaster*), na zona centro norte de Portugal, foi o de Thomas et al (1999). Este trabalho analisou duas zonas: uma zona ardida e uma zona de controlo (pinheiros com 25 anos de idade). A colheita de amostras em ambas as zonas foi realizada em três campanhas durante o segundo ano após a ocorrência de incêndio. A concentração média de azoto e de fósforo (0-5 cm do solo mineral) na zona ardida era de 5,8 mg/g de solo bs e de 6,5 µg/g de solo bs, respetivamente, enquanto na zona de controlo era de 6,1 mg/g de solo bs e 1,9 µg/g de solo bs.

Considerando em primeiro lugar as zonas de controlo, a concentração de azoto é quase três vezes menor do que a obtida por Thomas et al (1999), ao passo que a concentração de fósforo do presente trabalho é, em média, ligeiramente superior. De um modo geral, as áreas são semelhantes em termos de teor fósforo na camada superficial do solo mineral, enquanto a área do presente trabalho é mais pobre em azoto na forma orgânica e amoniacal. Quanto às zonas ardidas, as concentrações de azoto do primeiro ano após incêndio são da mesma ordem de grandeza da obtida por Thomas et al (1999) no segundo ano. Relativamente ao fósforo, oito meses após incêndio, a concentração nas zonas “Degradada” e “Semidegradada” é uma ordem de grandeza superior à observada por Thomas et al (1999) no segundo ano. Cinco meses mais tarde, a diferença entre a zona “Degradada” e a zona de estudo de Thomas et al (1999) mantém a magnitude, ao passo que se verifica uma concentração de fósforo menor na zona “Semidegradada”, sendo esta mais baixa do que a obtida por Thomas et al (1999) no segundo ano.

As zonas ardidas com diferente histórico de incêndio não apresentaram diferenças significativas em termos de azoto na camada superficial do solo mineral (0-5 cm), relativamente ao primeiro ano após incêndio. Também Ferran et al (2005) não observaram uma relação entre a concentração de azoto e a recorrência de incêndios (1, 2, e 3 fogos em 16 anos) nas profundidades 0-2,5 cm e 2,5-10 cm, numa zona de mato, três anos e meio após a ocorrência do último incêndio nas zonas selecionadas. Por outro lado, Carreira et al. (1994) verificaram que o aumento da frequência de incêndios estava relacionado com menores concentrações de azoto no solo mineral (0-5 cm), numa zona semi-árida de mato. Este último trabalho foi realizado em zonas ardidas cujo histórico de

incêndio era de 1, 2 e 3 ocorrências num período de 32 anos, tendo o estudo sido levado a cabo 15, 9 e 4 anos após as ocorrências de incêndio em cada zona, respetivamente.

As diferenças entre os dois estudos citados poderão sugerir que os efeitos de fogos repetidos na concentração de azoto no solo só têm maior expressão a longo prazo após o último incêndio. Isto poderá indicar que, nos primeiros anos após incêndio, a repetição de incêndios não conduz a uma maior redução na concentração de azoto, tal como verificado neste trabalho.

Oito meses após incêndio, a concentração de fósforo no solo não diferia significativamente nas zonas “Degradada” e “Semidegradada”. No entanto, cinco meses mais tarde, a concentração na zona “Semidegradada” era quase 10 vezes menor do que a da zona “Degradada”. Estes resultados mostram que um só incêndio induz uma maior redução da concentração de fósforo do que incêndios frequentes, a curto prazo. Isto contraria o observado por Ferran et al (2005), cujos resultados indicavam que a concentração de fósforo (ortofosfato) no solo tende a diminuir com o aumento da frequência de incêndios, na camada 0-2,5 cm do solo.

Ainda em relação aos nutrientes no solo, não se obtiveram diferenças significativas entre pontos com e sem vegetação, nas três zonas de estudo selecionadas. Isto poderá indicar que, para a profundidade estudada, a quantidade de nutrientes que é assimilada pela vegetação é muito pouco expressiva considerando a disponibilidade desses nutrientes na solução do solo.

Quanto à perda de nutrientes por escorrência, após incêndio têm-se grandes perdas que estão relacionadas com a maior disponibilidade de nutrientes e com o aumento da escorrência (Thomas et al., 2000b). O mais preocupante é verificar-se que as perdas ocorrem predominantemente em solos muito pobres, que apresentam concentrações baixas de nutrientes (Ferreira et al., 2010).

Nos primeiros 9 meses após incêndio, obteve-se maior mobilização de nutrientes na zona “Degradada” seguida da zona “Semidegradada” (Varandas, 2014). No segundo período de monitorização, também se registou maior mobilização na zona “Degradada”, seguida da zona “Semidegradada” e, por fim, da zona “Controlo”. Estes resultados sugerem que o diferente histórico de incêndio tem influência nas perdas de nutrientes, sendo maiores quanto maior a frequência de incêndio numa área.

Considerando os dados de Varandas (2014) e a precipitação total de cada período de monitorização (1º ano: 1280 mm; 2º ano: 1632 mm), houve redução da exportação de nutrientes em ambas as zonas afetadas pelo incêndio. Entre os dois períodos de monitorização, a redução da perda de nutrientes foi cerca de uma ordem de grandeza nas duas zonas, à exceção do azoto total na zona “Degradada”, onde a diferença foi de duas ordens de grandeza (Tabela 2).

Tabela 2 - Comparação da mobilização de azoto total e de fósforo total entre os dois períodos de monitorização, nas zonas "Degradada" e "Semidegradada", considerando a precipitação. (Dados do 1º ano adaptados de Varandas (2014)).

	<b>N<sub>T</sub> (mg m<sup>-2</sup> mm<sup>-1</sup>)</b>		<b>P<sub>T</sub> (mg m<sup>-2</sup> mm<sup>-1</sup>)</b>	
	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
"Degradada"	11,1	0,9	1,5	0,1
"Semidegradada"	1,6	0,2	0,4	0,05

Segundo Thomas et al. (1999), uma das possíveis razões para o declínio da perda de nutrientes ao longo do tempo está relacionada com a diminuição da camada de cinzas, devido à erosão. Tal razão poderá explicar a redução na perda de nutrientes que ocorreu entre os dois períodos de monitorização.

Thomas et al (1999, 2000b) analisou as perdas de nutrientes nas formas particulada e solúvel (nitratos e ortofosfato) em amostras de escorrência, em parcelas de 16 m<sup>2</sup>, numa zona ardida e numa zona de controlo, ambas zonas de pinhal (*Pinus pinaster*). O estudo foi realizado no segundo ano após incêndio. Na zona ardida, a exportação de azoto registada (forma particulada e nitratos), considerando a precipitação média (1785 mm), foi de 1,77 mg/m<sup>2</sup>/mm de precipitação, o que é superior em uma ordem de grandeza ao obtido neste trabalho em ambas as zonas ardidas (Tabela 2). Esta diferença é ainda maior se se tiver em consideração que o resultado obtido por Thomas et al (1999, 2000b) só contempla um único tipo de soluto, ao contrário do analisado neste trabalho. Quanto ao fósforo (forma particulada e ortofosfato), Thomas et al (1999, 2000b) obtiveram 0,03 mg/m<sup>2</sup>/mm de precipitação, sendo ligeiramente mais baixo do que o obtido neste trabalho na zona “Semidegradada” e uma ordem de grandeza mais baixa do que a da zona “Degradada”. As diferenças encontradas poderão ser menores, uma vez que só é considerado o ortofosfato na componente dissolvida, ao contrário do analisado neste trabalho.

Em relação à zona de controlo, comparam-se os resultados obtidos com os do estudo de H. Machado (2012). Neste estudo, foram estudadas as exportações de azoto total e de fósforo total em zona de pinhal não ardida, na região centro norte de Portugal, em parcelas de 16 m<sup>2</sup>. Considerando a precipitação (H. Machado (2012): 502 mm), tem-se que a exportação de azoto total é de 0,1 mg/m<sup>2</sup>/mm de precipitação e a de fósforo total é de 0,005 mg/m<sup>2</sup>/mm de precipitação. No presente trabalho, na zona “Controlo”, a exportação de azoto total e de fósforo total foi, respetivamente, 6 e 2 vezes menor do que o obtido por H. Machado (2012). Estas diferenças poderão ter a ver com a disponibilidade de nutrientes na camada superficial existente em cada uma das zonas, tal como se verificou anteriormente na comparação feita com o trabalho de Thomas et al. (1999), dado que são zonas que se encontram próximas.

No presente trabalho, a concentração dos nutrientes nas amostras de escorrência não diferem significativamente nas zonas ardidas, sugerindo que as diferenças em termos de mobilização de nutrientes entre as duas zonas poderão estar diretamente relacionadas com outros parâmetros.

De facto, verifica-se que as perdas de nutrientes têm uma boa correlação com a precipitação, a intensidade de precipitação e a escorrência, nas zonas “Degradada” e “Semidegradada”, enquanto na zona “Controlo” as perdas têm uma maior correlação com a escorrência. Tais relações são evidenciadas quando se compara a variação temporal dos vários parâmetros. De um modo geral, têm-se grandes perdas de nutrientes nas zonas ardidas aquando dos eventos de precipitação fortes, o que vai de encontro ao observado no estudo de Ferreira et al. (2005), que mostrou que as perdas de nutrientes são significativas nos primeiros 4 meses após incêndio e que os picos registados após esse período apenas ocorrem em eventos de precipitação fortes.

A boa correlação que existe entre a mobilização de sedimentos e os nutrientes em ambas as zonas ardidas, poderá ser uma indicação de que grande parte dos nutrientes é exportada na forma particulada, durante o segundo ano após incêndio.

Na comparação entre as parcelas dispostas ao longo da encosta, não se verificaram diferenças significativas. Tal poderá significar que as características do solo ao longo da encosta eram semelhantes em termos de capacidade de infiltração e de disponibilidade de nutrientes, por exemplo.

Entre parcelas com e sem vegetação, tem-se maior perda de nutrientes nas parcelas sem vegetação na zona “Degradada”, enquanto nas restantes zonas as parcelas com e sem vegetação não diferem significativamente entre si.

Na zona “Degradada”, a grande diferença entre as parcelas com e sem vegetação sugere que a presença de vegetação conduziu a uma menor formação de escorrência e de perda de nutrientes. O que está em concordância com o afirmado por Cooke e DoornKamp, (1990), que refere que a vegetação tende a proteger a superfície do solo do impacto das gotas de chuva, a reduzir a quantidade de escorrência produzida e a diminuir a velocidade de escorrência, devido ao aumento da rugosidade da superfície (Thomas, 1993).

Na zona “Semidegradada”, não se têm diferenças significativas entre as parcelas com e sem vegetação e tal poderá estar relacionado com a constituição do coberto das parcelas sem vegetação, que apresentam uma quantidade assinalável de “litter” sob a forma de caruma. A simples presença da caruma no solo proveniente dos pinheiros tem um impacte significativo nos processos hidrológicos, nas taxas de erosão e na exportação de nutrientes (Ferreira et al., no prelo; Pannkuk e Robichaud, 2003). Thomas et al (2000a) referem que a caruma é muito eficaz na redução das perdas de nutrientes na forma particulada e, em menor extensão, na forma solúvel. Como tal, a presença de caruma poderá ser a principal responsável por não se verificarem diferenças significativas entre as parcelas com e sem vegetação, atuando de modo semelhante ao da vegetação durante os eventos de precipitação.

A zona “Controlo” também não apresenta diferenças significativas entre os dois tipos de parcela, podendo dever-se em parte à presença de uma considerável componente de “litter” no solo, o que corroborará o observado na zona “Semidegradada”.

Durante o segundo ano após incêndio, relativamente às parcelas inicialmente designadas como sem vegetação, verificou-se que a percentagem de coberto aumentou em ambas as zonas ardidas, impulsionada principalmente pela recuperação de vegetação. Na zona “Degradada”, a par do aumento do coberto, tem-se uma diminuição significativa da mobilização de fósforo total, assim como uma diminuição da mobilização de azoto total e da escorrência (em relação à precipitação), embora não seja significativa para os últimos dois parâmetros. Na zona “Semidegradada”, o aumento do coberto não tem um efeito notório sobre a mobilização de azoto total e de fósforo total, e a escorrência; estes parâmetros mantêm-se mais ou menos estáveis ao longo do tempo. O



que poderá justificar esta disparidade entre as duas zonas é a componente de “litter” nas parcelas. Na zona “Degradada”, a recuperação da vegetação tem repercussão a curto prazo, porque aumenta a proteção do solo. No caso da zona “Semidegradada”, a recuperação da vegetação não tem um efeito tão imediato, possivelmente graças à presença de caruma, que já se encontra a proteger uma grande superfície do solo.

A presença da caruma na zona “Semidegradada” poderá ser um dos principais fatores que determina as diferenças existentes entre as duas zonas ardidas. O facto de não se ter caruma na superfície do solo da zona “Degradada” enfatiza a influência negativa da ocorrência de incêndios frequentes, pois o intervalo entre incêndios muitas vezes não é suficiente para que haja uma completa recuperação da vegetação. Na zona “Degradada”, aquando da ocorrência do último incêndio, os pinheiros tinham cerca de 7 anos, sendo ainda pequenos. Durante o incêndio, a copa dos pinheiros foi totalmente consumida, ao contrário do que sucedeu na zona “Semidegradada”, onde os pinheiros eram maiores, não tendo sido consumida a sua copa, de onde proveio a caruma que se depositou no solo.

## 2.8. Conclusão

Os principais objetivos do trabalho eram averiguar os efeitos da frequência de incêndios na disponibilidade de nutrientes no solo e na mobilização destes por escorrência, após incêndio, em três zonas com distinto histórico de incêndio.

Relativamente aos nutrientes do solo, houve uma redução das concentrações de azoto (orgânico e amoniacal) e de fósforo (ortofosfato), nas zonas ardidas, no primeiro ano após incêndio. A redução foi mais expressiva na zona “Semidegradada” relativamente ao fósforo. A diminuição de azoto poderá dever-se essencialmente à redução do ião amónio, envolvido em vários processos do solo, e a diminuição de fósforo poderá ser devida à combinação deste com o cálcio, que se estima existir em grande quantidade no solo após incêndio.

Nas campanhas realizadas, não se observaram diferenças significativas relativamente à concentração de azoto nas zonas ardidas, sugerindo que o efeito da frequência de incêndios não se verifica nos primeiros anos após incêndio. Quanto ao fósforo, só na campanha realizada 12 meses após o incêndio é que se obtiveram diferenças significativas entre as zonas ardidas, sendo menor a concentração na zona “Semidegradada”. Este resultado indica que, no curto prazo, a ocorrência de um só incêndio influencia negativamente a disponibilidade de fósforo em comparação com a ocorrência frequente de incêndios.

As concentrações de azoto e de fósforo nas zonas ardidas são superiores às da zona “Controlo”, à exceção do fósforo na zona “Semidegradada” um ano após incêndio, altura em que não se tem uma diferença significativa entre as zonas.

Quanto às perdas de nutrientes por escorrência no segundo ano após incêndio, as maiores perdas foram registadas na zona “Degradada”, seguida da zona “Semidegradada” e, por fim, da zona “Controlo”, no segundo ano após incêndio. A perda de azoto total foi cerca de uma ordem de grandeza superior à de fósforo total. Comparativamente com o primeiro ano, houve uma redução das perdas nas zonas ardidas.

As concentrações de azoto total e de fósforo total não eram significativamente mais elevadas na zona “Semidegradada” do que na “Degradada”, apresentando ambas as zonas concentrações superiores às da zona “Controlo”. A mobilização de nutrientes tem uma boa correlação com a precipitação, a intensidade de precipitação e a

escorrência, nas zonas áridas, verificando-se que as maiores perdas correspondem aos eventos de precipitação mais fortes. As maiores perdas de nutrientes ocorreram durante os meses de inverno, seguidos dos meses de outono.

Não se obtiveram diferenças significativas entre as parcelas dispostas ao longo das encostas. Quanto a parcelas com e sem vegetação, verificaram-se maior produção de escorrência e maior perda de nutrientes nas parcelas sem vegetação, na zona “Degradada”, ao passo que não se obtiveram diferenças significativas nas zonas “Semidegradada” e “Controlo”. Nestas últimas zonas, a componente de “litter” presente no solo poderá ser a principal responsável pelos resultados obtidos.

Considerando as parcelas inicialmente designadas como sem vegetação, em ambas as zonas áridas houve um aumento da percentagem de coberto, essencialmente devido à recuperação da vegetação, no segundo ano. A par desse aumento, observou-se uma significativa diminuição relativa da perda de fósforo total e uma diminuição relativa não significativa da perda de azoto total e de formação de escorrência, na zona “Degradada”. Na zona “Semidegradada”, o aumento do coberto não teve um efeito notório nos parâmetros referidos; estes mantiveram-se relativamente estáveis ao longo do tempo. A presença de caruma na zona “Semidegradada” poderá ser a principal razão para se observarem tais diferenças.

Em termos globais, as diferenças entre as três zonas de estudo quanto à perda de nutrientes e formação de escorrência poderão estar fortemente relacionadas com a quantidade disponível de “litter” na superfície do solo, que é inversamente proporcional à frequência de incêndios.

Os resultados deste trabalho levam a concluir que fogos repetidos induzem importantes mudanças nas zonas afetadas em termos de processos hidrológicos, de fenómenos de erosão e de perda de nutrientes, o que contribui para a degradação dos ecossistemas. No solo mineral, a repetição de incêndios não mostrou ser um importante fator no que diz respeito à disponibilidade de nutrientes no curto prazo, sendo muito importante realizar um estudo por um maior intervalo de tempo que permita aferir se existem implicações significativas dos incêndios frequentes na produtividade do ecossistema.

## 2.9. Referências bibliográficas

- APHA. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20<sup>a</sup> ed.). American Public Health Association, Washington D. C.
- Badía, D., Martí, C., Aguirre, A. J., Aznar, J. M., González-Pérez, J. a., De la Rosa, J. M., León, J., Ibarra, P., Echeverría, T. (2014). Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: Changes at cm-scale topsoil. *Catena*, 113, 267–275.
- Bray, R. H., e Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59, 39–46.
- Caon, L., Vallejo, V. R., Coen, R. J., Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth Science Reviews*, 139, 47–58.
- Carreira, J. A., Niell, F. X., Lajtha, K. (1994). Soil-nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional stage. *Biogeochemistry*, 26, 189–209.
- Carter, M. C., e Foster, C. D. (2004). Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. *Forest Ecology and Management*, 191, 93–109.
- Cerdà, A., e Robichaud, P. R. (2009). Fire effects on soil infiltration. In A. Cerdà e P. R. Robichaud (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, USA.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1–10.
- Cooke, R. U., e DoornKamp, J. C. (1990). *Geomorphology in Environmental Management* (2<sup>a</sup> ed.). Oxford: Clarendon Press.
- Covington, W. W., e Sacket, S. S. (1992). Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 54, 175–191.

- DeBano, L. F., e Conrad, C. E. (1987). Effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology*, 59, 489–497.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., Ffolliott, P. F. (1998). Fire effects on ecosystems. John Wiley & Sons, Inc.
- Duguy, B., Rovira, P., Vallejo, R. (2007). Land-use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *European Journal of Soil Science*, 58, 83–91.
- Durán, J., Rodríguez, A., Fernández-Palacios, J. M., Gallardo, A. (2008). Changes in soil N and P availability in a *Pinus canariensis* fire chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 384–387.
- Esteves, T. C. J., Kirkby, M. J., Shakesby, R. A., Ferreira, A. J. D., Soares, J. A. A., Irvine, B. J., Ferreira, C. S. S., Coelho, C. O. A., Bento, C. P. M., Carreiras, M. A. (2012). Mitigating land degradation caused by wildfire: Application of the PESERA model to fire-affected sites in central Portugal. *Geoderma*, 191, 40–50.
- Ferran, A., Delitti, W., Vallejo, V. R. (2005). Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region ( Spain ): II. plant and soil nutrients. *Plant Ecology*, 177, 71–83.
- Ferreira, A. J. D, Coelho, C., Silva, J. S., Esteves, T. (2010). Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In F. Moreira, F. X. Catry, J. S. Silva, F. Rego (Eds.), *Ecologia do Fogo e Gestão de áreas ardidas* (pp. 21–48). ISA Press, Lisboa, Portugal.
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Boulet, A. K., Lopes, F. P. (2005). Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 401–412.
- Ferreira, A. J. D., Prats, S., Coelho, C. O. A., Shakesby, R. A., Páscoa, F. M., Ferreira, C. S. S., Keizer, J. J., Ritsema, C. (no prelo). Strategies to prevent forest fires and techniques to reverse degradation processes in burned areas. *Catena*.
- FOSS. (2008a). Determination of total oxidized nitrogen in water by FIAstar 5000. Application Note 5202, Acc to ISO 11905 and 13395 - Rev 2.

- FOSS. (2008b). Determination of total phosphorus in water by FIAstar 5000. Application Note 5241, Acc to ISO 15681-1 - Rev 4.
- Gosalbo, M. E. (2006). Fire recurrence effects on *Pinus halepensis* Mill. communities of Catalonia. Tese de doutoramento não publicada, Universitat Autònoma de Barcelona, Espanha.
- ICNF. (2012). Relatório anual de áreas ardidas e incêndios florestais em Portugal Continental. Autoridade Nacional da Proteção Civil, Guarda Nacional Republicana, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Consultado em [15-08-2014], disponível em: (<http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/Resource/doc/rel/2012/rel12>).
- IPMA. (2014a). Normais climatológicas. Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Consultado em [15-08-2014], disponível em: (<http://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/>)
- IPMA. (2014b). Normais climatológicas - 1981-2010 (provisórias) - Viseu. Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Consultado em [15-08-2014], disponível em: (<http://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/022/>)
- Knoepp, J. D., DeBano, L. F., Neary, D. G. (2005). Soil Chemistry. In D. G. Neary, K. C. Ryan, L. F. DeBano (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems - Effects of fire on Soil and Water* (pp.53-72). USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, GTR RMRS-GTR-42-volume 4.
- Machado, A. I. (2011). Efeitos de um incêndio florestal na mobilização de nutrientes do solo. Tese de mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Machado, H. F. (2012). Exportação de nutrientes em plantações de eucalipto e de pinheiro. Tese de mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Malkinson, D., Wittenberg, L., Beerli, O., Barzilai, R. (2011). Effects of Repeated Fires on the Structure, Composition, and Dynamics of Mediterranean Maquis: Short- and Long-Term Perspectives. *Ecosystems*, 14(3), 478–488.

- Maroco, J. (2007). *Análise Estatística - Com utilização do SPSS*. (M. Robalo, Ed.) (3a ed., p. 822). Lisboa: Edições Sílabo.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122(1-2), 51–71.
- Pannkuk, C. D., e Robichaud, P. R. (2003). Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research*, 32.
- Pausas, J. G., e Vallejo, V. R. (1999). The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. In Chuvieco E. (Ed.), *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin* (pp. 3–16). Springer-Verlag.
- Prats, S. A., Macdonald, L. H., Monteiro, M., Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Keizer, J. J. (2012). Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and eucalypt plantation in north-central Portugal. *Geoderma*, 191, 115–124.
- Ross, D. S. (1995). Recommended methods for determining soil cation exchange capacity. In *Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States* (pp. 62–69). Northeastern Regional Publication.
- SNIRH. (2014). Dados de Base - Calde. Sistema nacional de informação de recursos hídricos. Consultado em [15-08-2014], disponível em: ([http://snirh.apambiente.pt/snirh/\\_dadosbase/site/janela\\_verdados.php?sites=920685152&pars=4237&tmin=01/09/1980&tmax=04/01/2010](http://snirh.apambiente.pt/snirh/_dadosbase/site/janela_verdados.php?sites=920685152&pars=4237&tmin=01/09/1980&tmax=04/01/2010))
- Tecator. (1987). Determination of Kjeldahl Nitrogen Content with Kjeltex System 1026. Application Note AN, 86/87 (1987:02.18). Kjeltex 1026 Manual, Tecator A B, Sweden.
- Thomas, A. D. (1993). Fire effects on soil, hydrology and nutrient loss - a review. In *Aveiro-Swansea Erosion Research Bulletin No.3* (p. 65).
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A. (1999). Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena*, 36(4), 283–302.

- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A. (2000a). Post-fire forestry management and nutrient losses in eucalyptus and pine plantations, Northern Portugal. *Land Degradation & Development*, 11(3), 257–271.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A. (2000b). Solutes in overland flow following fire in eucalyptus and pine forests, northern Portugal. *Hydrological Processes*, 14, 971–985.
- Varandas, D. (2014). Efeitos dos fogos florestais repetidos na exportação de nutrientes. Tese de mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Varenes, A. (2003). *Produtividade dos solos e Ambiente*. Escolar Editora, Lisboa, Portugal.
- Weir, I. (2013). Spearman's Rank Correlation. Consultado em [01-11-2014], disponível em: (<http://www.statstutor.ac.uk/resources/uploaded/spearmans.pdf>)
- Yang, J., e FAN, J. (2003). Review of study on mineralization , saturation and cycle of Nitrogen in forest ecosystems. *Journal of Forestry Research*, 14(2001), 239–243.



## Capítulo 3 – Considerações finais

Os incêndios florestais induzem importantes mudanças nos ecossistemas ao nível dos ciclos dos nutrientes, sendo sugerido que o aumento da sua frequência possa afetar a produtividade das zonas afetadas a longo prazo. Com base nos resultados deste trabalho, a zona afetada por incêndios frequentes não revelou ter um impacto negativo na disponibilidade de nutrientes na camada do solo mineral 0-5 cm, no primeiro ano após incêndio. No entanto, quanto à exportação de nutrientes por escorrência, verificou-se uma relação entre a frequência de incêndios e a exportação: quanto maior o número de incêndios, maior a exportação de nutrientes.

Do ponto de vista ambiental, os incêndios frequentes constituem uma grande ameaça aos ecossistemas aquáticos, em comparação com a ocorrência de um só incêndio, uma vez que conduzem a uma maior perda de nutrientes. Estas perdas geram problemas de poluição a jusante, sendo mais preocupante se existirem barragens e captações de água muito próximas das zonas queimadas (Ferreira et al., 2010a). Tal situação salienta a importância do desenvolvimento de estratégias capazes de reduzir a degradação do solo e da água.

Antes dos incêndios, uma possível solução a aplicar para reduzir o risco de incêndio é o uso de fogo controlado, que permite a redução da acumulação de matéria orgânica, cria maior diversidade de paisagem e diminui a conectividade e transmissão dos processos hidrológicos e erosivos entre diferentes compartimentos da paisagem (Ferreira et al., 2010b; Ferreira et al., 2009). Após incêndio, uma possível técnica a aplicar são as coberturas (“mulch”), para aumentar a cobertura do solo e reduzir o impacto das gotas de chuva e a consequente erosão, sendo uma possível fonte de cobertura (*mulch*) os resíduos do abate das árvores queimadas (Ferreira et al., 2010b). Esta técnica apresenta uma boa relação custo-eficácia (Ferreira et al., no prelo). Prats et al (2014a) e Prats et al (2014b) indicam que o *mulching* pode reduzir o volume de escorrência em 50 % e a erosão do solo em 90 %, se a aplicação corresponder a 70 % da superfície (Ferreira et al., no prelo).

Várias são as dificuldades inerentes ao estudo dos efeitos dos incêndios florestais em inúmeras propriedades dos ecossistemas. Os resultados que se obtêm representam estimativas dos processos que ocorrem no campo, porque existem sempre limitações.

Por exemplo, no presente trabalho, o recurso a microparcels apresenta vantagens, porque permitem a quantificação da escorrência formada, das taxas de erosão e da exportação de nutrientes, para um determinado período de tempo por unidade de área; e permitem estimar a quantidade de água infiltrada (Ferreira et al, 2008). Mas, por outro lado, as microparcels não são capazes de fornecer informação acerca dos processos hidrológicos que ocorrem ao longo das encostas; podem sobrestimar a escorrência e a erosão; conduzem à exaustão do solo mais rapidamente por serem um sistema fechado que não estabelece trocas com a área circundante; e apresentam efeito de barreira, que interfere com os processos hidrológicos e de erosão (Ferreira et al., 2008; Ferreira e Coelho, 2001; Morgan, 1995). As limitações são ainda maiores quando se estudam as propriedades do solo, como a concentração de nutrientes, por exemplo, porque o solo é um meio heterogéneo.

Apesar das limitações intrínsecas a este tipo de trabalho, os resultados obtidos fornecem importantes informações acerca das zonas de estudo, dando resposta às questões colocadas inicialmente. No entanto, outras questões surgem à medida que se aprofunda o conhecimento. Neste sentido, seria interessante que trabalhos futuros se debruçassem sobre os seguintes tópicos:

- Concentrações de nutrientes após incêndio no solo mineral, com intuito de averiguar se nessa fase existem diferenças significativas entre as zonas ardidas com diferente histórico de incêndio;
- Evolução das concentrações de nutrientes no solo mineral a longo prazo, nas zonas ardidas com diferente histórico de incêndio;
- Estudo das perdas de nutrientes à escala de encosta, para determinar se as diferenças observadas entre zonas à escala de microparcels se verificam também à escala de encosta;
- Evolução das perdas de nutrientes nas zonas ardidas a longo prazo.

## Referências bibliográficas

Ferreira, A. J. D, Coelho, C., Silva, J. S., Esteves, T. (2010a). Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In F. Moreira, F. X. Catry, J. S. Silva, F. Rego (Eds.), *Ecologia do Fogo e Gestão de áreas ardidas* (pp. 21–48). ISA Press, Lisboa, Portugal.

- Ferreira, A. J. D., e Coelho, C. O. A. (2001). Reflexão sobre alguns métodos e técnicas de campo, usados no estudo dos processos erosivos actuais. In Metodologias de estudo de processos de erosão dos solos (pp. 67-84). FLUP, Porto.
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Ritsema, C. J., Boulet, A. K., Keizer, J. J. (2008). Soil and water degradation processes in burned areas: Lessons learned from a nested approach. *Catena*, 74, 273–285.
- Ferreira, A. J. D., Prats, S., Carvalho, T., Silva, J. S., Pinheiro, A. Q., Coelho, C. O. A. (2010b). Estratégias e técnicas de conservação do solo e da água após incêndios. In F. Moreira, F. Catry, J. S. Silva, F. Rego (Eds.), *Ecologia do Fogo e Gestão de áreas ardidas* (pp. 229–252). ISA Press, Lisboa, Portugal.
- Ferreira, A. J. D., Prats, S., Coelho, C. O. A., Shakesby, R. A., Páscoa, F. M., Ferreira, C. S. S., Keizer, J. J., Ritsema, C. (no prelo). Strategies to prevent forest fires and techniques to reverse degradation processes in burned areas. *Catena*.
- Ferreira, A. J. D., Silva, J. S., Coelho, C., Boulet, A. K., Keizer, J. J. (2009). The Portuguese experience managing fire effects. In A. Cerdà e P. R. Robichaud (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 401–422). Science Publishers, Enfield, USA.
- Prats, S., Martins, M. A. S., Malvar, M. C., Ben-Hurr, M., Keizer, J. J. (2014a). Polyacrylamide application versus forest residue mulching for reducing post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment*, 468-469, 464–474.
- Prats, S., Malvar, M. C., Martins, M. A. S., Keizer, J. J. (2014b). Post-fire soil erosion mitigation: a review of the last research and techniques developed in Portugal. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40, 403–427.